Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Environment Canada
Environmental Protection Service

collection

ENVIROGUIDE

L'AMMONIAC

Canada

avril 1985

86-05887/

COLLECTION «ENVIROGUIDE»

La collection «Enviroguide» est constituée de guides d'information technique à utiliser en cas de déversements de matières dangereuses. Chaque guide fournit une masse considérable d'information relative au produit chimique dont il traite. L'information ainsi présentée a pour but d'aider l'utilisateur à mettre sur pied un plan d'intervention en cas d'accident et à évaluer les incidences sur l'environnement que peut avoir tel ou tel polluant. Le contenu de chacun des guides a été vérifié par la Direction des services techniques du Service de la protection de l'environnement avant que ne soit autorisée sa publication. Il est à noter qu'une telle autorisation n'implique pas que le contenu des guides reflète les points de vue ou la politique du Service de la protection de l'environnement. De même, le fait de mentionner des marques déposées ou des noms de produits commerciaux ne doit pas être interprété comme une forme de recommandation.

collection
ENVIROGUIDE

L'AMMONIAC

DIRECTION DES SERVICES TECHNIQUES
DIRECTION GÉNÉRALE DES PROGRAMMES
DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
SERVICE DE LA PROTECTION
DE L'ENVIRONNEMENT

OTTAWA
AVRIL 1985
ENVIRONNEMENT CANADA

Publication distribuée
par le Service de la protection de l'environnement
Ministère de l'Environnement
Hull
K1A 1C8

Édition française
de *Ammonia*
préparée par le Module d'édition française

English copy available at the above mentioned address

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1985
N° de cat. En 48-10/16-1985F
ISBN 0-662-93214-5
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

AVANT-PROPOS

La collection «Enviroguide» a été lancée officiellement en 1983. Elle est constituée de guides d'information technique sur les produits chimiques qui sont les plus souvent en cause dans les cas de déversements accidentels. Les guides, qui s'adressent à des spécialistes dans le domaine des déversements, sont conçus pour aider à planifier les interventions d'urgence et évaluer les incidences sur l'environnement.

Vu la grande quantité d'information présentée et le caractère très technique des guides, ces derniers ne s'adressent pas au personnel de première intervention, pour qui existent déjà des manuels plus appropriés.

L'information offerte a été glanée en majeure partie dans des publications déjà existantes. Les auteurs ont pris grand soin, aussi bien au stade de la compilation qu'à celui de la révision, de vérifier la justesse des éléments retenus. Néanmoins, il ne faut pas voir dans la publication de ces éléments d'information une forme de recommandation de la part du gouvernement du Canada ni de quelque autre groupe.

REMERCIEMENTS

La version définitive du présent guide est l'oeuvre du personnel du Service de la protection de l'environnement, qui a procédé à la refonte de nombreux passages du texte initial, ajouté maints renseignements et commentaires et préparé les schémas et les figures.

Le travail préliminaire avait été donné à contrat par Environnement Canada aux firmes M.M. Dillon Consulting Engineers and Planners, Concord Scientific Corporation et Waterloo Engineering Limited.

L'abondance de détails qu'on trouve dans le guide est le fruit de la collaboration de plusieurs personnes, organismes et institutions qui ont fourni des données et des conseils précieux, au stade de la compilation comme au stade de la rédaction. Sous ce rapport, l'Association canadienne des fabricants de produits chimiques mérite des remerciements particuliers.

TABLE DES MATIÈRES

	Avant-propos	III
	Remerciements	III
	Liste des figures	VIII
	Liste des tableaux	VIII
	Abréviations et symboles	X
	Définitions	XII
	Sigles	XIII
1	**Résumé**	1
2	**Propriétés physiques et chimiques**	4
2.1	Résumé des propriétés et du comportement	6
3	**Production, transport et commerce**	15
3.1	Qualités et teneurs du produit	15
3.1.1	Ammoniac anhydre	15
3.1.2	Ammoniac en solutions aqueuses	15
3.2	Fabricants situés au Canada	15
3.3	Principaux itinéraires utilisés pour le transport	15
3.4	Volume de production	16
3.5	Développement de l'industrie	17
3.6	Fabrication industrielle	17
3.6.1	Généralités	17
3.6.2	Procédés de fabrication	17
3.7	Principales utilisations au Canada	18
3.8	Principaux acheteurs au Canada	19
4	**Manutention du produit et compatibilité**	20
4.1	Citernes et autres récipients d'expédition	20
4.1.1	Transport en vrac	20
4.1.1.1	Bouteilles à gaz	20
4.1.1.2	Wagons-citernes	22
4.1.1.3	Véhicules-citernes routiers	25
4.1.2	Transports en fûts	25
4.2	Déchargement	26
4.2.1	Matériel et procédés de déchargement pour les bouteilles à gaz	26
4.2.2	Matériel et procédés de déchargement des wagons-citernes et des véhicules-citernes routiers	27
4.2.3	Spécification et matériaux de fabrication des organes de déchargement	28
4.3	Compatibilité entre le produits et certains matériaux	28
5	**Fuite et migration du polluant**	32
5.1	Aperçu général	32
5.2	Fuite du produit	33
5.2.1	Introduction	33
5.2.2	Nomogrammes relatifs aux fuites	35
5.2.2.1	Perforation au-dessous du niveau du liquide: fuite du liquide	35
5.2.2.2	Perforation au-dessus du niveau du liquide: fuite de gaz	35
5.2.3	Exemples de calcul	35
5.3	Diffusion dans l'atmosphère	38
5.3.1	Introduction	38
5.3.2	Nomogrammes de diffusion de la bouffée de vapeurs	39
5.3.2.1	Teneurs en vapeurs en fonction de la distance sous le vent	39
5.3.2.2	Demi-largeur maximale de la bouffée dangereuse	43
5.3.2.3	Distance parcourue par la bouffée en fonction du temps écoulé	43
5.3.3	Exemple de calcul	46

5.4	Comportement dans l'eau	50
5.4.1	Introduction	50
5.4.2	Étalement sur l'eau	50
5.4.3	Dissolution dans l'eau	50
5.4.4	Nomogrammes	51
5.4.4.1	Rayon maximal de la nappe en fonction de la masse déversée	52
5.4.4.2	Teneur en polluant dans les rivières non soumises aux marées	52
5.4.4.2.1	Nomogrammes de diffusion dans les rivières non soumises aux marées	52
5.4.4.3	Nomogrammes de diffusion dans les étendues d'eau calme ou les lacs (au repos)	60
5.4.5	Exemples de calcul	60
5.4.5.1	Étalement en eau calme	60
5.4.5.2	Teneur en polluant dans une rivière non soumise aux marées	60
5.4.5.3	Teneur en polluant dans les étendues d'eau calme ou les lacs (au repos)	63
5.5	Comportement dans la subsurface	63
5.5.1	Mécanismes	63
5.5.2	Migration de l'ammoniac dans un sol non saturé	63
5.5.3	Migration du polluant dans un sol saturé	65
5.5.4	Types de sol	65
5.5.5	Nomogrammes de migration	65
5.5.6	Exemple de calcul	70
6	**Protection de l'environnement**	71
6.1	Limites maximales admissibles	71
6.1.1	Qualité de l'eau	71
6.1.1.1	Situation au Canada	71
6.1.1.2	Situation ailleurs dans le monde	71
6.1.2	Qualité de l'air	71
6.1.2.1	Situation en Ontario	71
6.1.2.2	Situation en Alberta	71
6.2	Toxicité pour les espèces aquatiques	71
6.2.1	Évaluation de la toxicité au Canada	71
6.2.2	Évaluation de la toxicité aux États-Unis	71
6.2.2.1	Recommandations relatives à la toxicité en eau douce	72
6.2.2.2	Recommandations relatives à la toxicité en eau salée	73
6.2.3	Toxicité	73
6.2.3.1	Toxicité en eau douce	73
6.2.3.2	Toxicité en eau salée	77
6.2.4	Études sur le milieu aquatique	78
6.2.4.1	Poissons	78
6.2.4.2	Végétaux	79
6.3	Toxicité pour d'autres espèces vivantes	79
6.3.1	Toxicité pour les oiseaux	79
6.3.2	Toxicité pour les mammifères	79
6.3.3	Toxicité pour le bétail	79
6.3.4	Toxicité pour les végétaux	80
6.3.4.1	Études sur les végétaux	80
6.4	Études sur les effets toxiques	81
6.5	Dégradation	84
6.5.1	Dégradation chimique	84
6.5.1.1	Eau	84
6.5.1.2	Air	85
6.5.2	Vitesse de biodégradation	85
6.6	Devenir et effets à long terme	85
6.6.1	Bioaccumulation et bioamplification dans la chaîne trophique	85
6.6.2	Résumé	85
6.7	Ammoniac dans le sol	85
6.7.1	Dégradation dans le sol	86

7	**Protection de la santé**	87
7.1	Normes d'exposition recommandées	87
7.1.1	Indice de toxicité par inhalation (ITI)	88
7.2	Données sur les effets toxiques	88
7.2.1	Contact avec la peau	88
7.2.2	Contact avec les yeux	89
7.3	Seuil de perception des caractères organoleptiques	89
7.3.1	Odeur	89
7.3.2	Goût	90
7.4	Études des effets	90
7.4.1	Inhalation	90
7.4.2	Ingestion	96
7.4.3	Mutagénicité	97
7.5	Symptômes de l'intoxication	97
7.5.1	Inhalation	98
7.5.2	Ingestion	98
7.5.3	Contact avec la peau	99
7.5.4	Contact avec les yeux	99
7.6	Toxicité des produits de décomposition ou de combustion pour l'homme	99
7.6.1	Hydrogène et azote	99
8	**Compatibilité chimique**	100
8.1	Compatibilité entre l'ammoniac et divers produits chimiques	100
9	**Mesures d'intervention et de sécurité**	105
9.1	Mesures recommandées	105
9.1.1	Risques d'incendie	105
9.1.2	Moyens d'extinction	105
9.1.3	Évacuation de la zone dangereuse	105
9.1.4	Mesures d'intervention	106
9.1.4.1	Information générale	106
9.1.4.2	Déversement sur le sol	106
9.1.4.3	Déversement dans l'eau	106
9.1.5	Nettoyage et traitement	106
9.1.5.1	Déversement dans l'eau	106
9.1.5.2	Information générale	107
9.1.6	Élimination du polluant	107
9.1.7	Appareils et vêtements de protection	107
9.1.8	Précautions spéciales pour l'entreposage et la manutention	108
9.2	Équipement et produits spécialisés d'intervention	109
10	**Cas de déversement accidentel**	110
10.1	Renversement d'un camion-citerne	110
11	**Identification et dosage du polluant**	112
11.1	Dosage du polluant présent dans l'air (analyses quantitatives)	112
11.1.1	Colorimétrie; colorant azoïque	112
11.1.2	Colorimétrie; réactif de Nessler	112
11.1.3	Colorimétrie; inophénol	113
11.1.4	Potentiométrie; électrode spécifique	113
11.2	Identification du polluant présent dans l'air (analyse qualitative)	114
11.3	Dosage du polluant présent dans l'eau (analyses quantitatives)	114
11.3.1	Distillation	115
11.3.2	Volumétrie	115
11.3.3	Colorimétrie; colorant de Nessler	115
11.3.4	Potentiométrie; électrode non spécifique	116
11.4	Identification du polluant présent dans l'eau (analyse qualitative)	116
11.5	Dosage du polluant présent dans le sol (analyses quantitatives)	116
11.5.1	Distillation	117

11.6 **Identification du polluant présent dans le sol (analyse qualitative)** 117

12 **Références et bibliographie** 118
12.1 Références 118
12.2 Bibliographie 127

LISTE DES FIGURES

1 Diagrammes de phase pour le système $NH_3 \cdot H_2O$ 10
2 Masse volumique du liquide 10
3 Masse volumique du liquide en fonction de la température 11
4 Masse volumique des vapeurs en fonction de la température 11
5 Pression de vapeur en fonction de la température 12
6 Viscosité du liquide en fonction de la température 12
7 Viscosité des vapeurs en fonction de la température 13
8 Solubilité dans l'eau en fonction de la température 13
9 Diagramme de phase 14
10 Producteurs canadiens 16
11 Bouteilles à gaz typiques 21
12 Wagon-citerne – classe 105A300W 24
13 Fût typique 27
14 Wagon-citerne perforé au-dessous ou au-dessus du niveau du liquide 34
15 Pourcentage de liquide restant en fonction du temps écoulé 36
16 Débit de fuite en fonction du diamètre de l'orifice 36
17 Pourcentage de liquide restant en fonction du temps écoulé 37
18 Débit de fuite en fonction du diamètre de l'orifice 37
19 Schématisation d'une bouffée de polluant 40
20 Étapes à suivre pour déterminer la zone dangereuse 41
21 Teneur uniformisée en vapeurs en fonction de la distance sous le vent 42
22 Conversion des unités de TLV® 44
23 Conversion des unités de L.I.I. 45
24 Distance parcourue par la bouffée en fonction du temps écoulé 47
25 Zone dangereuse maximale sous un vent invariable 49
26 Zone dangereuse maximale sous un vent variable 49
27 Rayon maximal de la nappe en fonction de la masse déversée 51
28 Étapes à suivre pour calculer la teneur en polluant dans une rivière non soumise aux marées 53
29 Distance en fonction du temps 54
30 Rayon hydraulique en fonction de la largeur du canal 55
31 Coefficient de diffusion turbulente en fonction du rayon hydraulique 56
32 Alpha en fonction du coefficient de diffusion turbulente 57
33 Delta en fonction de alpha 58
34 Teneur maximale en fonction de delta 59
35 Volume d'eau en fonction du rayon hydraulique 61
36 Teneur moyenne en fonction du volume d'eau 62
37 Migration dans le sol 64
38 Plan d'utilisation des nomogrammes 66
39 Migration dans du sable limoneux 67
40 Migration dans du sable grossier 68
41 Migration dans un till argileux 69

LISTE DES TABLEAUX

1 Nomogrammes de conversion 9
2 Spécifications relatives aux bouteilles à gaz 20
3 Spécifications relatives aux wagons-citernes utilisés pour le transport de l'ammoniac anhydre 22
4 Spécifications relatives aux wagons-citernes – classe 105A300W 23
5 Spécifications des wagons-citernes utilisés pour le transport des solutions d'ammoniac 25

6	Spécifications des camions-citernes	26
7	Fûts utilisés pour l'ammoniac	26
8	Compatibilité entre le produit et certains matériaux de fabrication	29
9	Catégorie de conditions (météorologiques) de stabilité	39
10	Demi-largeurs maximales de la bouffée dangereuse d'ammoniac	46
11	Normes de la qualité de l'eau	72

ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

adf	Antidéflagrant
atm	Atmosphère
c.f.	Coupelle fermée
c.o.	Coupelle ouverte
CPG	Chromatographie en phase gazeuse
d	Densité
d vap	Densité de vapeur
d.-v.	Demi-vie
D ext.	Diamètre extérieur
D int.	Diamètre intérieur
DAMM	Diamètre aérodynamique moyen en masse
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
D_e	Diamètre d'entrée
DIF	Détecteur d'ionisation à flamme
DMM	Diamètre moyen en masse
DMN	Diamètre moyen en nombre
DMV	Diamètre moyen en volume
DPI	Détecteur à photo-ionisation
D_s	Diamètre de sortie
DL min.	Dose létale minimale
DL 50	Dose létale moyenne
et coll.	et collaborateurs
eV	Électronvolt
f. n. éq.	Fumée normalisée équivalente
gal imp.	Gallon impérial
IDLH	*Immediately Dangerous to Life or Health*
IR	Infrarouge
j	jour
J	Joule
K	Coefficient de perméabilité
l	litre
L.I.E.	Limite inférieure d'explosibilité
L.I.I.	Limite inférieure d'inflammabilité
L.S.E.	Limite supérieure d'explosibilité
L.S.I.	Limite supérieure d'inflammabilité
m	Masse
MAK	Teneur maximale admissible (norme établie par la RFA)
MAK-K	Teneur maximale admissible (norme établie par la RDA)
MAK-D	Teneur maximale admissible – courte durée (norme établie par la RDA)
max.	Maximum
mé/l	Milliéquivalent par litre
MIK	Teneur maximale d'immission (norme établie par la RDA)
min.	Minimum
mn	Minute
M mol.	Masse molaire
M vol.	Masse volumique
mol	Mole
MPT	Moyenne pondérée en fonction du temps
N	Newton
Pa · s	Pascal seconde
pds éq.	Poids équivalent
ppb	Parties par milliard (10^{-9})
ppm	Parties par million (10^{-6})
ppt	Parties par mille (10^{-3})
psi	*Pounds per square inch*
P	Pression
P_c	Pression critique
PEL	*Permissible Exposure Limit*
Po	Poise
Pt cong.	Point de congélation
Pt déf.	Point de déflagration
Pt dét.	Point de détonation
Pt ébul.	Point d'ébullition
Pt écl.	Point d'éclair
Pt écoul.	Point d'écoulement
Pt fus.	Point de fusion
Pt liq.	Point de liquéfaction
PVC	Chlorure de polyvinyle
q	Débit
q_e	Débit d'entrée
q_f	Débit de fuite
q_m	Débit-masse
q_s	Débit de sortie
q_v	Débit-volume
std	Standard
SM	Spectroscopie de masse
St	Stokes
STEL	*Short Term Exposure Limit*
t	Tonne
t	Temps
temp.	Température
$temp._c$	Température critique
TE 50	Teneur efficace moyenne
tf	Tonne forte
TI 50	Teneur inhibitrice moyenne
TLm	Tolérance moyenne
TL min.	Teneur létale minimale
TL 50	Teneur létale moyenne
TLV®	*Threshold Limit Value*
TLV®C	*Threshold Limit Value-Ceiling*
TPN	Température et pression normales

TT min.	Teneur toxique minimale	V évap.	Vitesse d'évaporation
u	Vitesse du vent	^{o}Bé	Degré Baumé
μ	Viscosité	^{o}C	Degré Celsius
vap	Vapeur	ϕ	Diamètre
vol.	Volume	x	Distance sous le vent
V	Vitesse d'écoulement	₩	Ne pas utiliser d'eau comme moyen d'extinction
V biod.	Vitesse de biodégradation		

DÉFINITIONS

Les définitions figurant ci-dessous valent pour la collection «Enviroguide». Le lecteur notera qu'elles n'ont pas toujours une portée générale. Pour plus de détails, ou pour d'autres définitions, se reporter au manuel d'introduction de la collection.

Bio-accumulation. – Rétention sans cesse croissante d'une substance dans les tissus d'un organisme tout au long de son existence (le facteur de bioconcentration augmentant sans cesse).

Bio-amplification. – Rétention d'une substance dans les tissus à des teneurs de plus en plus élevées au fur et à mesure que l'on s'élève dans la hiérarchie des organismes de la chaîne alimentaire.

Bioconcentration. – Rétention d'une substance dans les tissus d'un organisme au point que la teneur des tissus en cette substance surpasse la teneur du milieu ambiant en cette substance, à un moment donné de la vie de cet organisme.

Concentration. – Comme ce mot a des sens multiples et parfois mal définis selon qu'il s'agit de chimie, de biologie ou d'écologie, on lui a préféré des termes jugés plus précis, tels titre, teneur et bioconcentration.

Contaminant. – Polluant qui figure sur une liste de produits dangereux, établie en vertu de la Loi sur les contaminants de l'environnement.

Dose létale minimale. – Dans le cas de la toxicité pour l'homme (la dose définie ici peut être extrapolée à l'homme), il s'agit de la plus faible dose (autre que la DL 50) d'une substance dont l'absorption, excluant l'inhalation, en une ou plusieurs prises, au bout d'un temps donné, a été signalée comme cause de la mort d'un animal ou d'une personne. Abrév. DL min.

Dose létale moyenne (1). – Dans le cas de la toxicité pour l'animal, il s'agit de la dose qui tue, au bout d'un temps donné, 50 p. 100 des animaux auxquels on a fait absorber une certaine quantité de substance. Abrév. DL 50.

Dose létale moyenne (2). – À des fins de comparaison ou d'extrapolation dans l'étude de la toxicité pour l'homme, il s'agit de la dose (calculée) d'une substance censée entraîner, au bout d'un temps donné, la mort de 50 p. 100 d'une population homogène d'animaux. Elle est déterminée par suite de l'absorption, excluant l'inhalation, d'une quantité de cette substance par un lot statistiquement significatif d'animaux provenant de cette population. Abrév. DL 50.

Dose toxique minimale. – La plus faible dose d'une substance, introduite par toute autre voie que l'inhalation, pendant quelque période de temps que ce soit, dont l'absorption a été signalée comme cause d'effet toxique chez des personnes ou d'effets carcinogènes, néoplastogènes ou tératogènes chez les animaux ou les personnes. Abrév. DT min.

Facteur de bioconcentration. – Rapport de la teneur en une substance des tissus d'un organisme exposé (moins la teneur des tissus d'un organisme témoin) à la teneur en cette substance du milieu ambiant.

IDLH *(Immediately Dangerous to Life or Health).* – Teneur plafond à laquelle, dans un délai maximal d'exposition de 30 minutes, il est possible à une personne de fuir les lieux exposés sans qu'il n'y ait manifestation de signes fonctionnels d'intoxication, perturbation irréversible de la santé ou décès. Il s'agit d'une valeur définie et déterminée par le NIOSH.

Immission. – Transfert d'un polluant de l'atmosphère vers un «récepteur» qui peut être une personne, un animal, une plante. La teneur maximale d'immission, mentionnée au chapitre 7, se rapporte au polluant retenu dans les poumons. Il s'agit d'un concept d'origine allemande, adopté par l'ISO.

Létal. – En toxicologie, synonyme de mortel.

MAK *(Maximale Arbeidsplatz Konzentration).* – Teneur limite moyenne admissible en milieu de travail, compte tenu de semaines de 45 heures et de journées de 8 heures. Il s'agit d'une norme établie par la RFA.

MAK-D. – Teneur limite moyenne admissible en milieu de travail, compte tenu de semaines de 45 heures et de journées de 8 heures. Il s'agit d'une norme établie par la RDA.

MAK-K. – Teneur limite admissible en milieu de travail pour une période très courte ne dépassant pas 30 minutes. Il s'agit d'une norme établie par la RDA.

PEL *(Permissible Exposure Limit).* – Teneur limite moyenne (pondérée en fonction du temps) à laquelle peuvent être exposés des travailleurs pendant une période de relève. Il s'agit d'une valeur définie et déterminée par le NIOSH.

Polluant. – Agent physique, chimique ou biologique qui provoque une dégradation dans un milieu donné.

STEL (TLV – *Short Term Exposure Limit*). – Teneur limite à laquelle les travailleurs peuvent être exposés de façon continue pour une courte période sans souffrir d'irritation, de dommage irréversible aux tissus ou d'une narcose suffisamment grave pour accroître la probabilité de blessure par accident, diminuer la capacité de fuir ou réduire physiquement l'efficacité au travail, en prenant pour acquis que la TLV quotidienne n'a pas été dépassée. Il s'agit d'une valeur définie et déterminée par l'ACGIH.

Teneur. – Quantité de matière solide, liquide ou gazeuse, rapportée à une masse ou à un volume d'autres matières dans lesquelles elle est en mélange, suspension ou dissolution.

Teneur efficace moyenne. – Dans le cas de la toxicité pour la micro-faune, il s'agit de la teneur à laquelle se produit, chez 50 p. 100 de la population, pour une durée d'exposition donnée, un effet tel que l'immobilisation, la perte de l'équilibre, une déficience de croissance ou même la mort. Abrév. TE 50.

Teneur inhibitrice moyenne. – Dans le cas de la toxicité pour la micro-flore ou la micro-faune, il s'agit de la toxicité qui inhibe à 50 p. 100 une activité biologique (par exemple, la croissance) en un temps déterminé. Abrév. TI 50.

Teneur létale minimale. – Dans le cas de la toxicité pour l'homme (la teneur définie ici peut être extrapolée à l'homme), il s'agit de la plus faible teneur (autre que la TL 50) de l'air en une substance dont l'inhalation a été signalée comme cause de la mort d'un animal ou d'une personne. Abrév. TL min.

Teneur létale moyenne (1). – Dans le cas de la toxicité pour l'animal, il s'agit de la teneur à laquelle meurent, au bout d'un temps donné, 50 p. 100 des animaux auxquels on a fait absorber une certaine quantité de substance. Abrév. TL 50.

Teneur létale moyenne (2). – À des fins de comparaison ou d'extrapolation dans l'étude de la toxicité pour l'homme, il s'agit de la teneur (calculée) de l'air en une substance dont l'inhalation est censée provoquer, au bout d'un temps donné, la mort de 50 p. 100 d'une population homogène d'animaux. Elle est déterminée par suite de l'exposition d'un lot statistiquement significatif d'animaux provenant de cette population. Abrév. TL 50.

Teneur plafond. – Teneur maximale admissible établie pour une durée d'exposition bien déterminée, dans le cas d'une substance très toxique. (L'IDLH et la TLV®-C sont des teneurs plafonds.)

Teneur toxique minimale. – La plus faible teneur de l'air en une substance à laquelle des personnes ou des animaux ont été exposés, pour quelque période de temps que ce soit, sans qu'il y ait eu d'effet toxique chez les personnes ou d'effets carcinogènes, néoplastogènes ou tératogènes chez les animaux ou les personnes. Abrév. TT min.

Titre (d'une solution, en chimie). – Rapport de la masse d'une substance dissoute à la masse totale ou du nombre de moles d'un constituant au nombre total de moles.

TLV® *(Threshold Limit Value).* – Teneur limite moyenne (pondérée en fonction du temps) à laquelle la majorité des travailleurs peuvent être exposés régulièrement à raison de 8 heures par jour, 5 jours par semaine, sans subir d'effet nocif. Il s'agit d'une valeur définie et déterminée par l'ACGIH.

TLV®-C *(Threshold Limit Value-Ceiling).* – Teneur limite admissible pour un moment donné. Il s'agit d'une valeur plafond définie et déterminée par l'ACGIH.

Tolérance moyenne. – Niveau de tolérance correspondant à la teneur à laquelle 50 p. 100 des sujets d'un test survivent au bout d'un temps donné. Abrév. TLm.

SIGLES

ACGIH	American Conference of Government Industrial Hygienists
ANSI	American National Standards Institute
ASTM	American Society for Testing and Materials
AWQC	Ambient Water Quality Criteria (USA)
AWWA	American Water Works Association
CBG	Chemical Buyers' Guide (USA)
CCD	Condensed Chemical Dictionary (USA)
CCPA	Canadian Chemical Producers Association
CCT	Commission canadienne des transports
CHRIS	Chemical Hazards Response Information System (USA)
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
ITII	International Technical Information Institute (Japon)
MCA	Manufacturing Chemists Association (USA)
MDT	Ministère des Transports (du Canada)
NACE	National Association of Corrosion Engineers (USA)
NAS	National Academy of Sciences (USA)
NFPA	National Fire Protection Association (USA)
NIOSH	National Institute of Occupational Safety and Health
NRC	National Research Council (USA)
OSHA	Occupational Safety and Health Administration (USA)

1 RÉSUMÉ

AMMONIAC (NH_3) (anhydre et solutions aqueuses)

L'ammoniac anhydre est un gaz incolore qui dégage une odeur âcre et pénétrante. Il est souvent transporté sous forme de gaz liquéfié. On le trouve aussi à l'état de solutions limpides ou blanches de diverses teneurs.

Synonymes
Gaz ammoniac, *ammonia* (anglais).

N^os^ d'identification
UN 1005 (gaz anhydre liquéfié); UN 2672 (solutions contenant 10 p. 100 à 35 p. 100 de NH_3); UN 2073 (solutions contenant 35 p. 100 à 40 p. 100 de NH_3); STCC 4904210 (anhydre); STCC 4904220 (solutions contenant plus de 44 p. 100 de NH_3); STCC 4904221 (solution ammoniacale de titre fort); CAS 7664-41-7; OHM-TADS 7216584.

Qualités et teneurs
À l'état anhydre, dans les qualités technique, commerciale, industrielle, réfrigération, électronique et métallurgique, sa teneur en NH_3 dépasse 99,5 p. 100.
En solution, dans les qualités technique et commerciale, sa teneur est de 28 p. 100 à 30 p. 100.
Les solutions ammoniacales de titre fort contiennent plus de 44 p. 100 de NH_3.

Dangers immédiats
Incendie. – Ininflammable. Dans certaines conditions, il y a danger d'explosion dans un espace clos à des teneurs en NH_3 de 16 p. 100 à 25 p. 100 en volume de l'air.
Effet sur l'homme. – Irritation grave de la peau, des yeux et des voies respiratoires. Toxique si inhalé.
Effet sur l'environnement. – L'ammoniac est nocif à de très faibles teneurs pour les espèces aquatiques.

Données relatives aux propriétés physiques

État (15 °C; 1 atm)	Gaz
Point d'ébullition	-33 °C
Point de fusion	-77,7 °C
Inflammabilité	Combustible
Pression de vapeur	888 kPa à 21 °C
Masse volumique	0,68 g/ml à -33,7 °C
Densité de vapeur	0,71 g/l (25 °C)
Solubilité	89,9 g/100 ml (0 °C)
Comportement dans l'eau	Se dissout en dégageant un peu de chaleur
Comportement dans l'air	Peut se disperser au début comme un gaz lourd
Gamme des teneurs perceptibles par l'appareil olfactif	1 ppm à 53 ppm

Dangers pour l'environnement
Déversé dans l'eau l'ammoniac liquéfié et les solutions aqueuses d'ammoniac se dispersent rapidement. L'ammoniac est toxique pour les poissons et d'autres espèces aquatiques. Il est nocif pour

certaines espèces à des teneurs aussi faibles que 0,4 mg/l (ammoniac non ionisé). En solution neutre ou alcaline, l'ammoniac s'évapore et s'échappe dans l'atmosphère. Ce produit provoque une irritation grave chez les animaux en raison de son effet corrosif sur la peau, les yeux et l'appareil respiratoire. Il ne présente cependant aucun danger de bio-accumulation ou de bio-amplification (le long de la chaîne alimentaire).

Dangers pour l'homme

Teneur maximale admissible établie par l'ACGIH (TLV®): 25 ppm (18 mg/m^3).

Teneur immédiatement dangereuse pour la vie ou la santé (IDLH): 500 ppm.

Effets en cas d'inhalation. – L'inhalation des vapeurs provoque une irritation des voies nasales et respiratoires, accompagnée de gêne respiratoire qui se manifeste immédiatement ou plus tard. Une exposition prolongée ou grave peut entraîner la mort.

Effets en cas de contact. – Le contact du gaz avec les yeux provoque une irritation grave, un érythème, des larmoiements, une vision trouble et une cécité temporaire. L'exposition de la peau aux vapeurs provoque une irritation, une vésication et une dermatite. Le contact de l'ammoniac à l'état liquide peut produire une lésion oculaire grave ou la cécité, ainsi que des gelures.

Dispositions immédiates à prendre

• En cas de déversement

Interdire l'accès aux lieux où s'est produit l'accident. Appeler les pompiers. Prévenir le fabricant. Faire évacuer la zone en présence de fuites importantes ou de trous dans la citerne. Arrêter l'écoulement et circonscrire le déversement, si cela ne présente aucun danger. Éviter l'inhalation et tout contact avec l'épiderme. Se tenir face au vent, la nappe derrière soi. Empêcher toute eau polluée d'atteindre un égout ou un cours d'eau.

• En cas d'incendie

L'ammoniac est ininflammable mais combustible. Utiliser de la poudre sèche ou de la neige carbonique pour éteindre le feu. Refroidir avec de l'eau les récipients exposés au feu. Se tenir éloigné des extrémités des citernes.

Mesures d'intervention d'urgence

• Ammoniac répandu sur le sol

Construire des barrières (digue ou fossé) pour limiter le déversement. Arroser la zone avec beaucoup d'eau, puis appliquer un acide dilué pour neutraliser l'ammoniac (si cela ne présente aucun danger).

• Ammoniac déversé dans l'eau

Confiner la nappe au moyen de barrières ou d'un dispositif de dérivation.

• Ammoniac dans l'air

Utiliser un jet d'eau pulvérisée pour rabattre les vapeurs au sol. Confiner l'eau de ruissellement afin de pouvoir l'épurer ou procéder à son élimination.

Niveau de gravité du risque selon la NAS (étatsunienne)

(Catégorie)	(Niveau)
Incendie	1
Santé	
Irritation causée par des vapeurs	4
Irritation causée par le produit à l'état liquide ou solide	2
Intoxication	2

Pollution de l'eau

Toxicité pour l'homme	2
Toxicité pour les espèces vivantes du milieu aquatique	2
Atteinte à l'esthétique de l'environnement	2

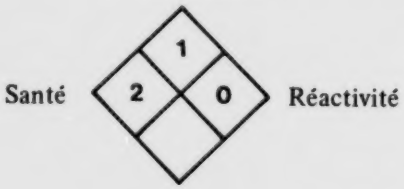
Réactivité

Avec d'autres produits chimiques	3
Avec l'eau	2
Réaction spontanée	0

Évaluation du risque selon la NFPA (étatsunienne)

GAZ

Inflammabilité



LIQUÉFIÉ

Inflammabilité

Champ inférieur vide: utiliser l'eau comme moyen d'extinction

2 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Propriétés physiques	
Aspect	Gaz incolore et d'odeur âcre. Peut être comprimé et refroidi en un liquide incolore (HCG, 1981)
État à l'expédition	Gaz liquéfié sous la pression de sa propre vapeur de 787 kPa (20 °C) (Matheson, 1966)
État physique (15 °C; 1 atm)	Gaz
Point de fusion	Anhydre: -77,71 °C (Kirk-Othmer, 1978) $NH_3 \cdot H_2O$: -79,01 °C (Cotton, 1972) $2\ NH_3 \cdot H_2O$: -78,84 °C (Cotton, 1972)
Point d'ébullition	-33,35 °C (Kirk-Othmer, 1978)
Pression de vapeur	888,0 kPa (21 °C) (Matheson, 1980)
Température de décomposition	450 à 500 °C (HCG, 1981)
Densités	
Masse volumique	Ammoniac anhydre liquéfié: 682,8 kg/m^3 (33,7 °C) (Matheson, 1980) Gaz: 0,7067 kg/m^3 (25 °C) (Matheson, 1980)
Densité relative	Ammoniac anhydre liquéfié: 0,6818 (-33,5 °C) (API, 1981) solution à 28 p. 100: 0,8980 (20 °C) (Jolly, 1964) Gaz: 0,5970 (25 °C) (Matheson, 1980)
Propriétés relatives à la combustion	
Inflammabilité	L'ammoniac étant peu susceptible de s'enflammer, il est considéré comme un liquide ininflammable par le Department of Transportation des États-Unis (HCG, 1981).
Température d'inflammation spontanée	651,1 °C (NFPA, 1978; Matheson, 1980)
Vitesse de combustion	1 mm/mn (CHRIS, 1978)
Limite supérieure d'inflammabilité	25 p. 100 (HCG, 1981; NFPA, 1978) 27 p. 100 (0 °C) (Ullmann, 1975) 28 p. 100 (100 °C) (Ullmann, 1975)
Limite inférieure d'inflammabilité	16 p. 100 (HCG, 1981; NFPA, 1978) 16 p. 100 (0 °C) (Ullmann, 1975) 15,5 p. 100 (100 °C) (Ullmann, 1975)
Caractéristiques de la combustion	Propagation horizontale de la flamme. La présence d'huile ou d'autres matériaux combustibles augmente les risques d'incendie (NFPA, 1978)
Chaleur de combustion	18,6 kJ/g (AAR, 1981)
Produits de combustion	Azote et eau (HCG, 1981)
Température de décomposition	450 à 500 °C (HCG, 1981)
Produits de décomposition	Azote et hydrogène (HCG, 1981)
Explosibilité	Dans un espace clos, les vapeurs d'ammoniac peuvent donner un mélange explosif. Les récipients risquent de se rompre violemment s'ils sont chauffés (Erco HCM, 1981)

Autres propriétés

Masse molaire de la substance pure	17,03 (Kirk-Othmer, 1978)
Constituant (%)	Produit anhydre:

Qualités	Pourcentage minimal (en poids) d'ammoniac
Commerciale	99,5
Agricole	99,7
Réfrigération	99,95
Métallurgique	99,995

Les impuretés sont habituellement de l'eau et de l'huile (HCG, 1981)
Solutions: 0 p. 100 à 60 p. 100 (Kirk-Othmer, 1978)

Indice de réfraction	Gaz: 1,003 (25 °C), 0,817 (-79 °C) (CRC, 1980) Liquéfié: 1,325 (16,5 °C) (CRC, 1980)
Viscosité	Liquéfié: 0,255 mPa · s (-33,5 °C) (Matheson, 1980) Gaz: 0,00918 mPa · s (0 °C), 0,00982 mPa · s (20 °C) (Matheson, 1966)
Tension superficielle avec l'air	23,4 mN/m (gaz, à 11,1 °C) (CRC, 1980) 44,55 mN/m (liquéfié, à -40 °C) (Matheson, 1980)
Tension interfaciale avec l'eau	54,37 mN/m (solution à 54 p. 100) (CRC, 1980)
Chaleur latente de fusion	332,2 kJ/kg (-77,72 °C) (HCG, 1981)
Chaleur latente de sublimation	1,7 kJ/g (Perry, 1973)
Chaleur latente de vaporisation	1 367,2 kJ/kg (au point d'ébullition et à la pression atmosphérique) (Matheson, 1980)
Chaleur de formation	-45,9 kJ/mol (gaz à 25 °C) (JANAF, 1971)
Potentiel d'ionisation (eV)	10,17 eV (Rosenstock, 1977)
Chaleur de dissolution	801,1 kJ/kg (dilution infinie) (HCG, 1981) 628,0 kJ/kg (solution à 40 p. 100) (Kirk-Othmer, 1978)
Capacité thermique à pression constante (Cp)	Liquéfié: 4,295 kJ/(kg · °C) (Matheson, 1980) Gaz: 2,170 kJ/(kg · °C) (Matheson, 1980)
à volume constant (Cv)	Gaz: 1,661 kJ/(kg · °C) (Matheson, 1980)
facteur de compressibilité (γ)	Gaz: 1,307 (Matheson, 1980)
Température critique	133,0 °C (HCG, 1981; Kirk-Othmer, 1978)
Pression critique	11 420 kPa (HCG, 1981; Kirk-Othmer, 1978)
Coefficient de dilatation thermique	$3{,}76 \times 10^{-3}$/°C (Perry, 1973) $50{,}17 \times 10^{-4}$ (J · cm)/(s · cm^2 · °C) (10 °C) (Matheson, 1966)
Constante diélectrique	Gaz: 1,0072 (0 °C) (Matheson, 1980) Liquéfié: 22,4 (-33,7 °C) (Matheson, 1980)
Conductibilité électrique	Liquéfié: 1×10^{-9} ohm^{-1} m^{-1} (Jolly, 1964)
Conductibilité thermique	Gaz: 0,02218 W/(m · K) (0 °C) (Matheson, 1980) Liquéfié: 0,5017 W/(m · K) (10 °C)

Diffusivité	$1,7 \times 10^{-5}$ cm^2/s (Perry, 1973)
Teneur saturante	158 mg/m^3 (-6 °C) (CRC, 1980)
pH d'une solution aqueuse	Solution 1 *N*: 11,6 (25 °C) (CRC, 1980) Solution 0,1 *N*: 11,1 (25 °C) (CRC, 1983)
Vitesse d'évaporation	16,4 $g/(m^2 \cdot s)$ (le présent Enviroguide)
Solubilité	
Dans l'eau	89,9 g/100 ml (0 °C) (CRC, 1980) 52,9 g/100 ml (20 °C) (API, 1981)
Dans d'autres produits d'usage courant	Soluble dans les acides minéraux, l'éther et d'autres solvants organiques. La solubilité dans l'éthanol est de 13,2 g/100 ml à 20 °C (CRC, 1980)
Facteur de conversion des unités de masse en unités de volume pour les vapeurs	1 ppm = 0,707 mg/m^3 (Verschueren, 1977)

2.1 Résumé des propriétés et du comportement
(Cotton, 1972; Sisler, 1961; Jolly, 1964; Kirk-Othmer, 1978)

L'ammoniac (NH_3) est un gaz âcre et incolore dont le point de fusion est de -77,8 °C et le point d'ébullition de -33,35 °C en conditions normales. La molécule d'ammoniac possède une structure pyramidale dans laquelle l'atome d'azote qui occupe le sommet de la pyramide est lié à trois atomes d'hydrogène situés dans les coins de la base en forme de triangle équilatéral. Si l'on compare les propriétés physiques de l'ammoniac (par exemple, le point de fusion, le point d'ébullition, la chaleur de vaporisation et la chaleur de fusion) avec les valeurs correspondantes des composés hydrogénés des autres éléments du groupe VA, on constate que ce produit présente certaines anomalies par rapport aux autres. On peut comparer ces écarts à ceux entre les propriétés de l'eau et de l'acide fluorhydrique et les propriétés des autres composés hydrogénés de leur groupe respectif. Ces anomalies s'expliquent par des phénomènes d'association intermoléculaire faisant intervenir des liaisons hydrogène, c'est-à-dire la formation d'un pont constitué par un proton entre deux atomes très électronégatifs. Les molécules d'ammoniac présentent une polarité élevée due à leur structure pyramidale, à la polarité de la liaison N-H et à la configuration de la distribution de charge de la paire d'électrons non partagée.

L'ammoniac liquide, qui est un produit incolore s'écoulant facilement, est probablement l'un des solvants non aqueux qui a été le plus étudié; ce produit est le plus important solvant inorganique après l'eau. Ses bonnes caractéristiques dissolvantes découlent principalement du moment dipolaire élevé de la molécule. Le liquide est très mobile, même à basses températures, et il possède un coefficient de dilatation thermique exceptionnellement élevé. L'ammoniac subit une auto-ionisation, comme l'indique l'équation ci-après:

$$2\,NH_3 \rightleftharpoons NH_4^+ + NH_2^-, \qquad K_{-50\,^oC} = [NH_4^+]\,[NH_2^-] \simeq 10^{-30}$$

(la constante d'équilibre $K_{-50\,^oC}$ pour l'eau est de 10^{-14})

L'ammoniac possède une plus faible réactivité que l'eau en présence de métaux électropositifs (aucun dégagement d'hydrogène) et, en fait, il en dissout un bon nombre pour donner une solution de couleur bleue renfermant des ions métalliques et des électrons solvatés. Il est un meilleur solvant des composés organiques que l'eau en raison de sa faible constante diélectrique; en général, les composés inorganiques ioniques sont moins solubles dans l'ammoniac, par exemple

les métaux alcalins et les métaux alcalino-terreux (à l'exception du béryllium, du magnésium et du potassium), l'iode, le soufre et le phosphore. La plupart des fluorures ne sont pas solubles dans l'ammoniac liquide. L'argent et l'uranium ne le sont que légèrement. La plupart des chlorures, sauf le chlorure d'ammonium et le chlorure de béryllium, ne sont que légèrement solubles ou totalement insolubles; par contre, les bromures sont généralement plus solubles, tandis que les iodures le sont plus ou moins. Les oxydes, les hydroxydes, les sulfates, les sulfites et les carbonates sont insolubles. Le nitrate d'ammonium (et les nitrates en général), ainsi que l'urée, sont solubles dans l'ammoniac anhydre et les solutions aqueuses d'ammoniac. Ainsi, il est possible de préparer des solutions azotées fertilisantes. Parmi les composés organiques solubles, on compte les amines, les composés nitro et les acides sulfoniques aromatiques.

L'ammoniac est très soluble dans l'eau. L'ammoniac et l'eau sont miscibles en toutes proportions au-dessus de 0 °C; toutefois, il se forme deux hydrates cristallins à des températures plus faibles ($NH_3 \cdot H_2O$, dont le point de fusion est de -79,01 °C, et $2\ NH_3 \cdot H_2O$, dont le point de fusion est de -78,84 °C). Il semble qu'il existe un dihydrate ($NH_3 \cdot 2\ H_2O$) qui se transforme en liquide par fusion incongruente à -98 °C dans la région de l'eutectique entre la glace et l'ammoniac monohydraté. Les molécules d'ammoniac et d'eau dans les composés sont reliées entre elles par des liaisons hydrogène; les substances ne contiennent aucun ion ammonium (NH_4^+) ou hydroxyde (OH^-), et aucune molécule discrète de NH_4OH. L'ammoniac est probablement hydraté de façon semblable en solution aqueuse. Bien souvent, on considère que les solutions aqueuses d'ammoniac sont des solutions de la base faible qu'est l'hydroxyde d'ammonium (NH_4OH); toutefois, rien n'indique que l'hydroxyde d'ammonium non dissocié existe. La meilleure façon de décrire les solutions d'ammoniac dans l'eau est de les considérer comme du NH_3(aq.) dans l'équilibre ci-après:

$$NH_3(aq.) + H_2O \rightleftharpoons NH_4^+ + OH^-, \quad K_{25\ °C} = [NH_4^+][OH^-]/[NH_3] = 1{,}81 \times 10^{-5}$$

Une solution 1 *M* d'ammoniac ne contient que 0,0042 *M* de NH_4^+ et de OH^-. Une quantité considérable de chaleur est dégagée lorsqu'on dissout de l'ammoniac dans l'eau ($\Delta H_{solution}$ = 2 180 kJ/kg). La réaction entre l'ammoniac et l'eau est réversible; ainsi, la solubilité de l'ammoniac diminue rapidement au fur et à mesure qu'on augmente la température. Comme on peut le voir d'après la constante d'équilibre qui précède, une solution aqueuse d'ammoniac est une base comparativement faible qui précipite les hydroxydes métalliques des solutions de leurs sels et qui forme des ions complexes en présence d'un excès d'ammoniac.

L'ammoniac est stable à la température ambiante, mais il se décompose en hydrogène et en azote aux températures élevées. La vitesse de décomposition dépend de la nature de la surface avec laquelle le gaz est en contact. Par exemple, le verre est inerte, tandis que la porcelaine et la pierre ponce accélèrent nettement la réaction; et les métaux comme le fer, le nickel, l'osmium, le zinc et l'uranium ont un effet catalytique encore plus prononcé. La dissociation commence à environ 450 °C à 500 °C à la pression atmosphérique; en présence d'un catalyseur, la réaction est amorcée à des températures aussi faibles que 300 °C et est presque complète à 500 °C à 600 °C. Cependant, il reste des traces d'ammoniac à 1 000 °C.

L'ammoniac est un gaz assez réactif; il réagit facilement avec une grande variété de substances. L'oxydation en azote et en eau à des températures élevées constitue l'une des réactions importantes. Cette réaction peut être réalisée sur de nombreux oxydes métalliques, comme l'oxyde cuivrique (CuO). D'autres oxydants plus puissants réagissent de la même façon, par exemple

$$2\ NH_3 + 2\ KMnO_4 \rightarrow 2\ KOH + 2\ MnO_2 + 2\ H_2O + N_2$$

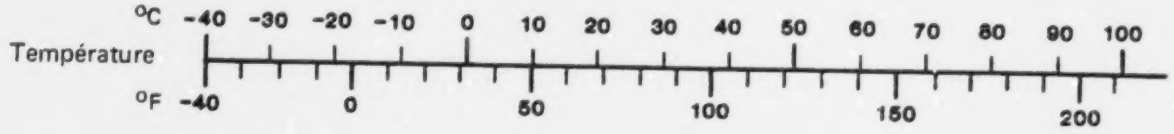
Le chlore réagit avec l'ammoniac pour donner de l'azote et du chlorure d'ammonium (NH_4Cl); en conditions idéales, on peut obtenir des chloramines (NH_2Cl, $NHCl_2$). Toutefois, en présence d'un excès de chlore, on obtient surtout des chloramines et du trichlorure d'azote (NCl_3). Cette substance, qui est une huile jaune, peut spontanément faire explosion. La neutralisation d'acides est importante du point de vue commercial, car trois des principaux fertilisants sont fabriqués à partir d'ammoniac (nitrate, sulfate et phosphate d'ammonium). L'urée (NH_2CONH_2), un autre composé important du point de vue industriel, est fabriqué en faisant réagir de l'ammoniac et du dioxyde de carbone.

Parmi les autres réactions qui peuvent être importantes pour l'équipe d'intervention, on compte celle entre l'ammoniac et la vapeur de phosphore à des températures très élevées (conditions possibles d'incendie) qui donne de l'azote et de la phosphine (PH_3), celle entre les vapeurs de soufre et d'ammoniac qui donne du sulfure d'ammonium ($(NH_4)_2S$) et de l'azote, celle entre le soufre et l'ammoniac anhydre liquide qui donne du sulfure d'hydrogène (H_2S) et du tétrasulfure d'azote (S_4N_4), et celle entre l'ammoniac et le carbone à des températures élevées qui donne du cyanure d'ammonium (NH_4CN). Les composés mentionnés ci-dessus sont poisons, instables et(ou) peuvent réagir pour donner des produits nocifs.

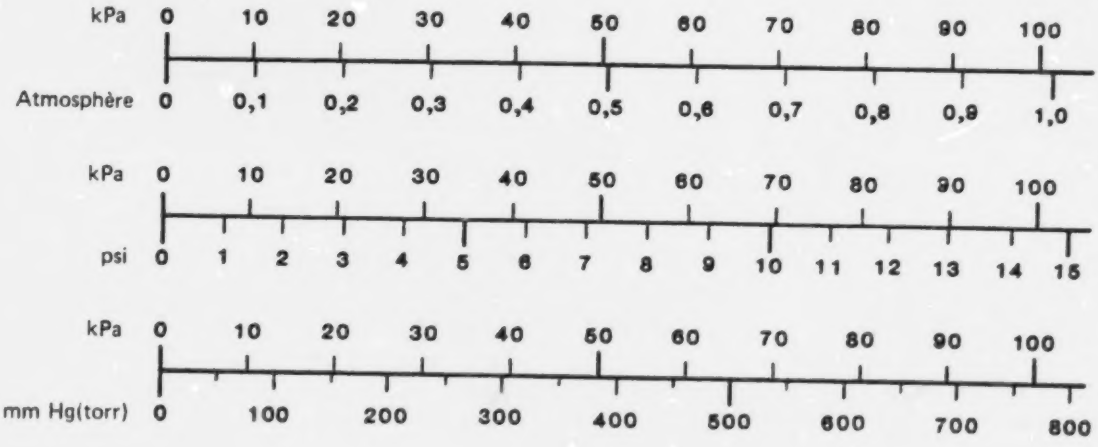
Tableau 1

AMMONIAC

NOMOGRAMMES DE CONVERSION



Pression 1 kPa = 1 000 Pa



Viscosité

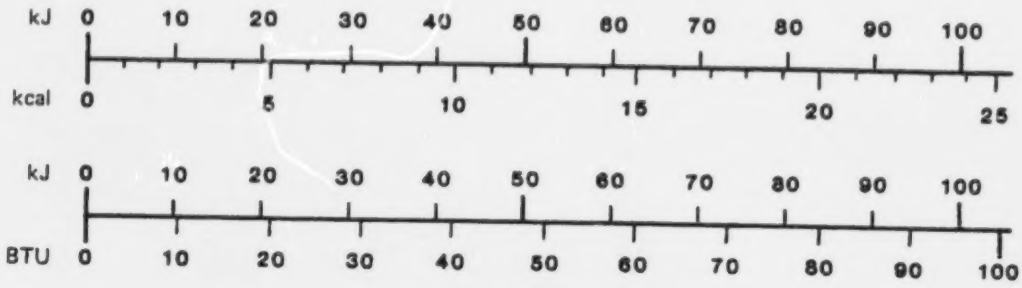
Dynamique 1 Pa·s = 1 000 centipoises (cPo)

Cinématique 1 m^2/s = 1 000 000 centistokes (cSt)

Teneur (de l'eau)

1 ppm ≅ 1 mg/l

Énergie (chaleur) 1 kJ = 1 000 J



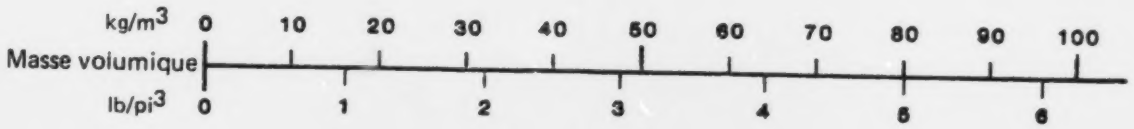


Figure 1

AMMONIAC (solutions aqueuses) — **DIAGRAMME DE PHASE POUR LE SYSTÈME $NH_3 \cdot H_2O$**

Références: Sisler, 1961; Jolly, 1964

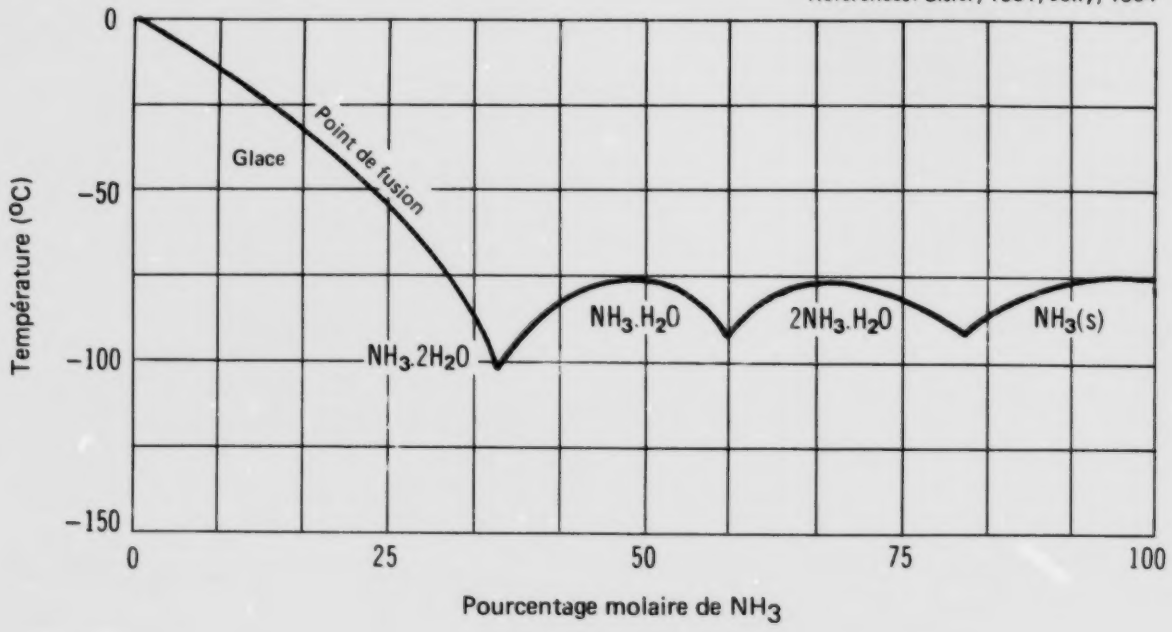


Figure 2

AMMONIAC (solutions aqueuses) — **MASSE VOLUMIQUE DU LIQUIDE**

Référence: Kirk-Othmer, 1978

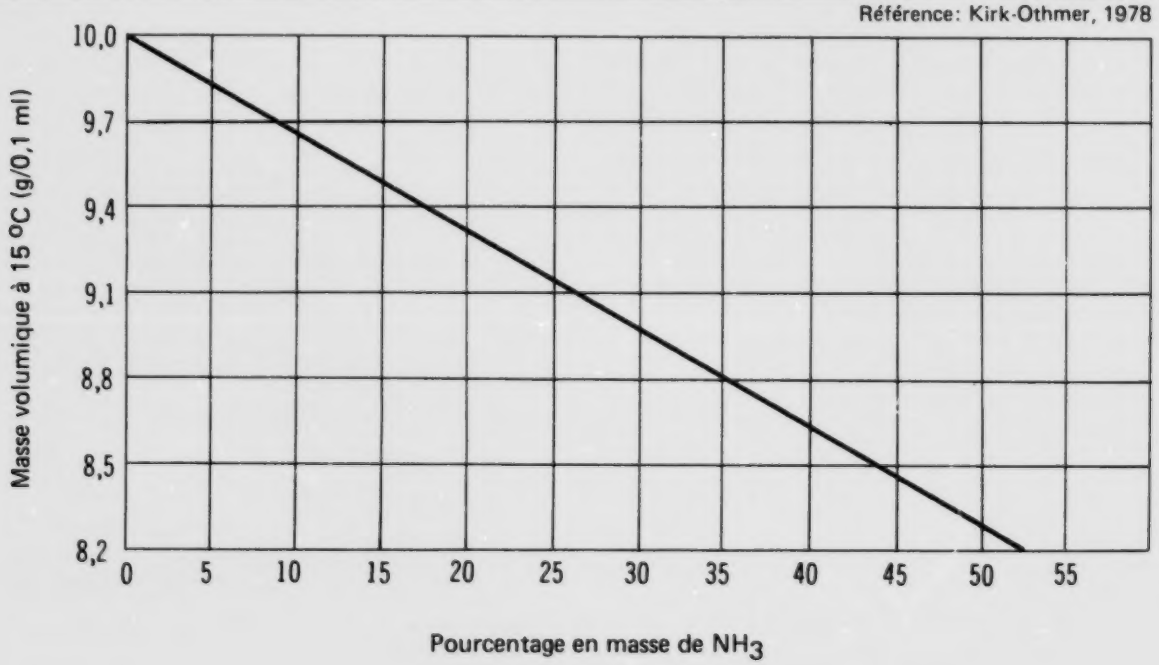


Figure 3

AMMONIAC (anhydre liquéfié)

MASSE VOLUMIQUE DU LIQUIDE EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE

Référence: Chem. Eng., 1974

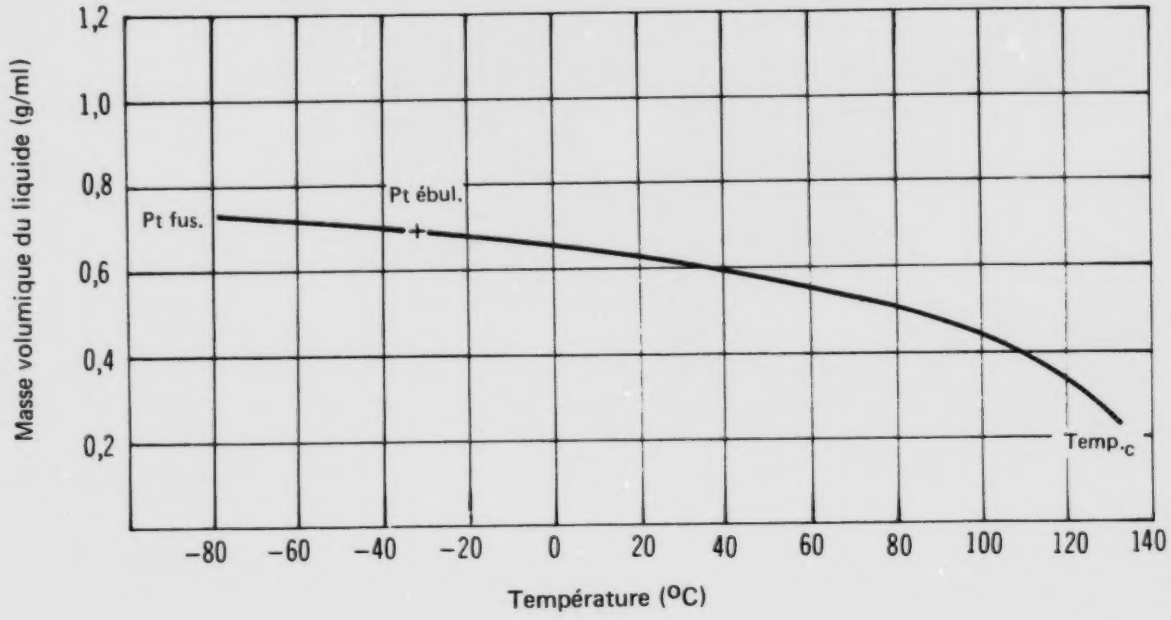


Figure 4

AMMONIAC

MASSE VOLUMIQUE DES VAPEURS EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE

Référence: Matheson, 1966

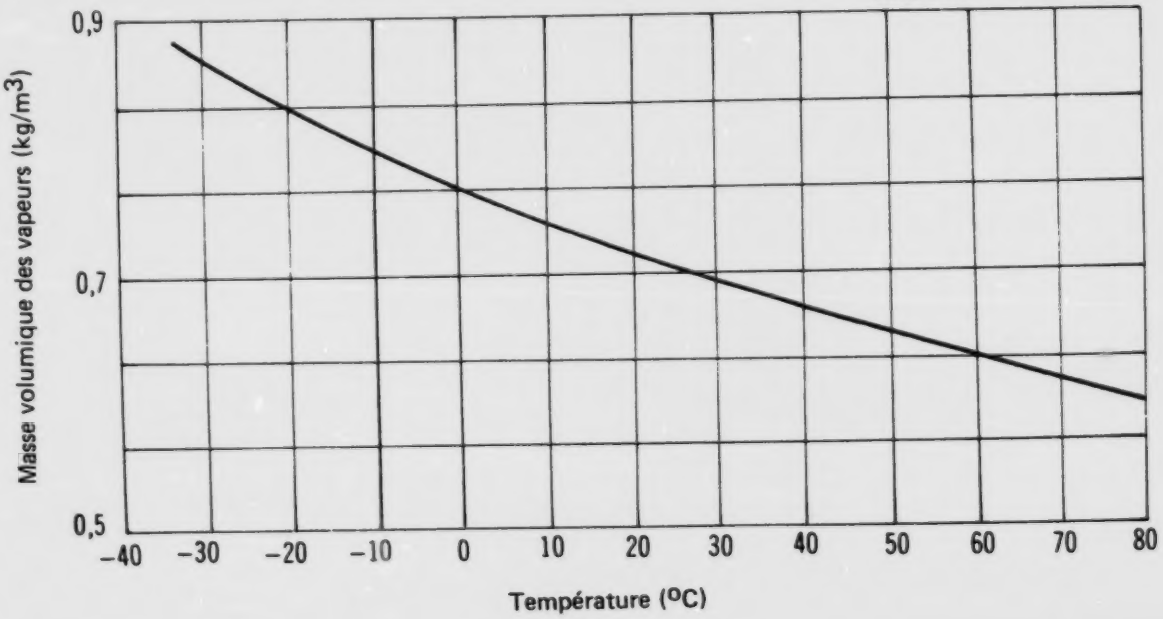


Figure 5

AMMONIAC — **PRESSION DE VAPEUR EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE**

Référence: Chem. Eng., 1974

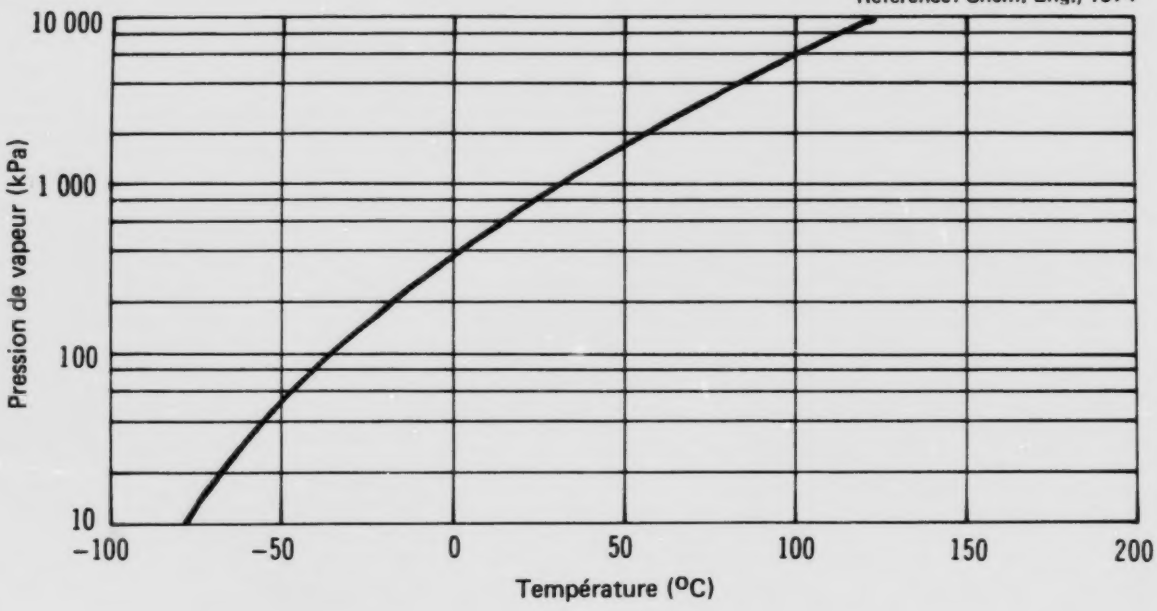


Figure 6

AMMONIAC — **VISCOSITÉ DU LIQUIDE EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE**

Référence: Chem. Eng., 1974

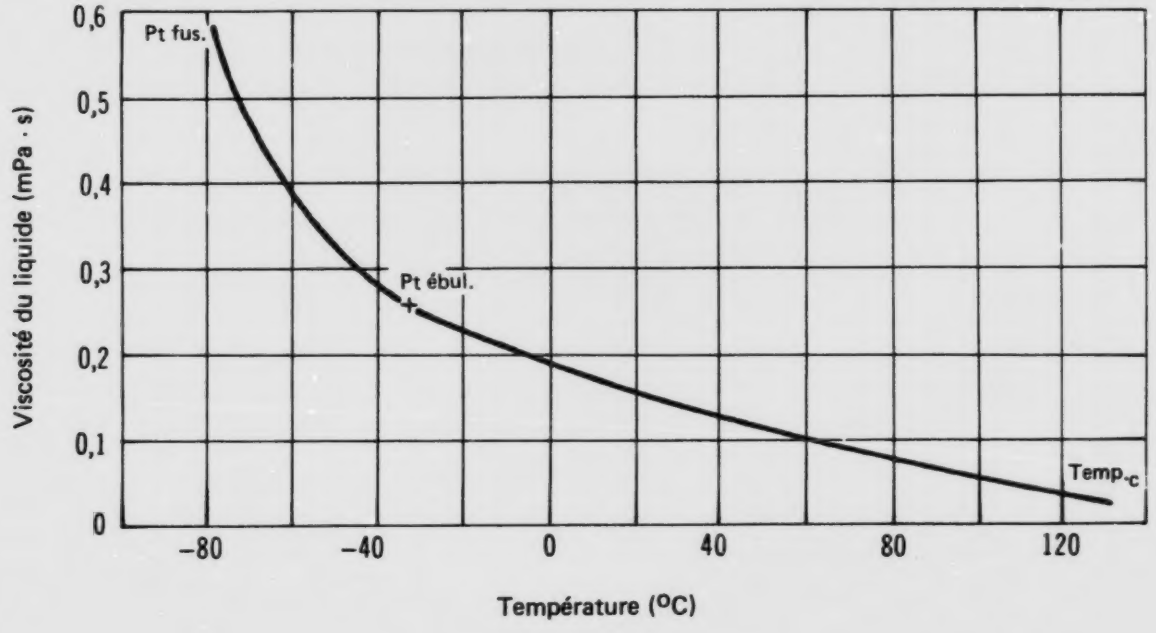


Figure 7

AMMONIAC — **VISCOSITÉ DES VAPEURS EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE**

Référence: Chem. Eng., 1974

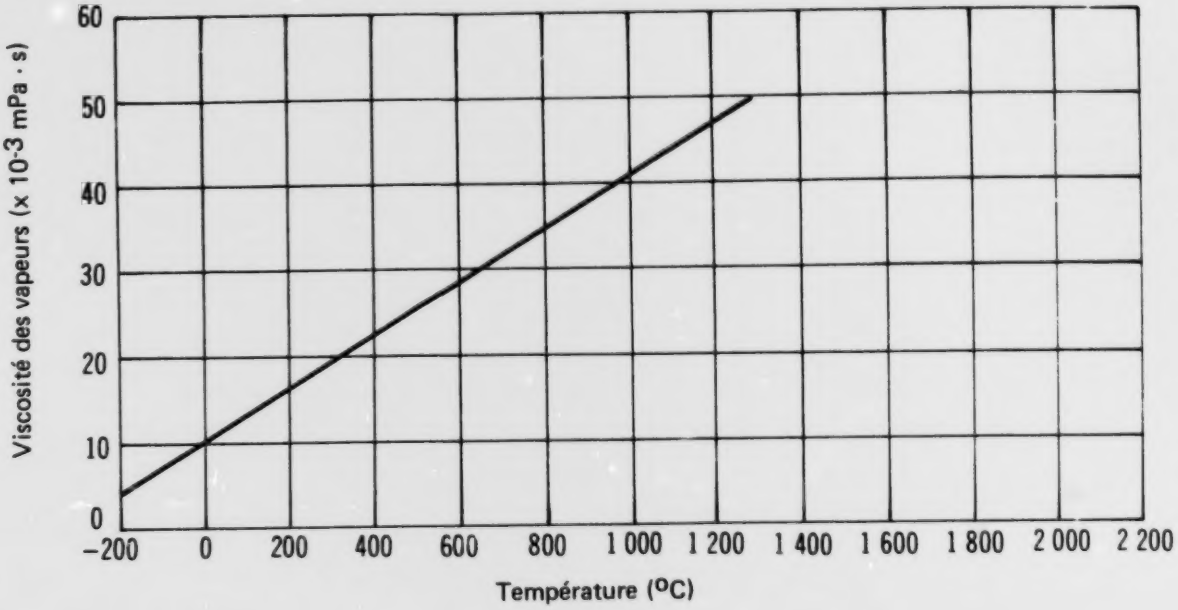


Figure 8

AMMONIAC — **SOLUBILITÉ DANS L'EAU EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE**

Référence: HCG, 1981

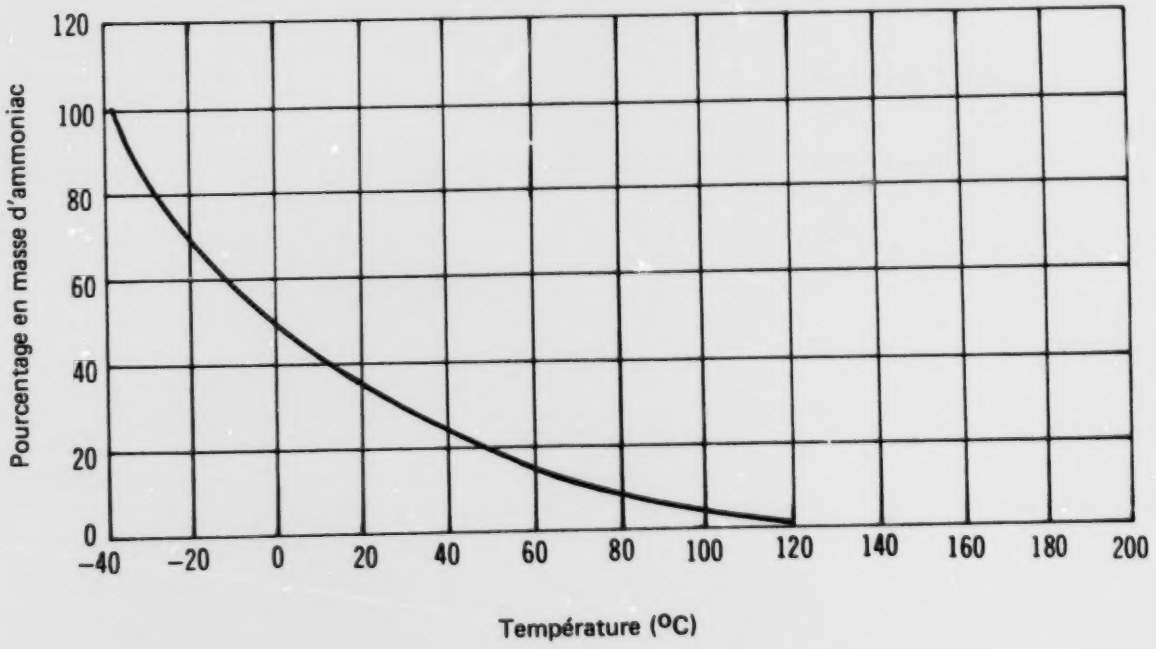
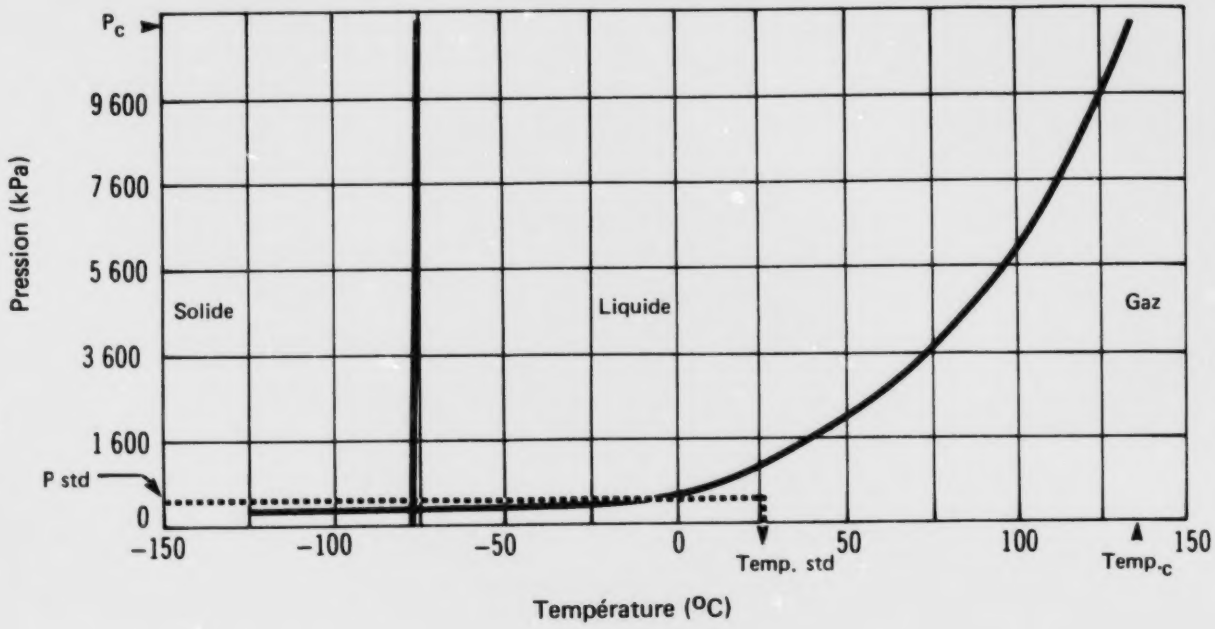


Figure 9

AMMONIAC (anhydre) — **DIAGRAMME DE PHASE**



3 PRODUCTION, TRANSPORT ET COMMERCE

3.1 Qualités et teneurs du produit
(GE, 1979; Dow ERIS, 1981)

3.1.1 Ammoniac anhydre. – Diverses qualités de gaz ammoniac sont vendues dans le commerce: réfrigération, commerciale, industrielle, électronique et métallurgique, toutes ces qualités ont une teneur supérieure à 99,5 p. 100.

3.1.2 Ammoniac en solutions aqueuses (hydroxyde d'ammonium). – Les solutions aqueuses d'ammoniac vendues dans le commerce sont disponibles en qualités techniques ou commerciales contenant habituellement de 28 p. 100 à 30 p. 100 de NH_3 et moins de 0,5 p. 100 d'impuretés. L'ammoniac en solutions diluées ou concentrées n'est pas d'usage courant.

3.2 Fabricants situés au Canada
(Corpus, 1983; Scott, 1979; CBG, 1980)

Les adresses qui suivent sont celles des sièges sociaux et ne peuvent servir comme recours en cas de déversement.

Canadian Fertilizers Ltd., P.O. Box 1300 Medicine Hat, Alberta, T1A 7N1, (403) 527-8887
C-I-L Inc., 45 Sheppard Avenue East, Willowdale, Ontario, M2N 2Z9, (416) 226-6110
Cominco Ltd., 200 Granville Street, Vancouver, Colombie-Britannique, V6C 2R2, (604) 682-0611
Cyanamid of Canada Ltd., 2255 Sheppard Avenue East, Willowdale, Ontario, M2J 4Y5, (416) 498-9405
Esso Chemical Canada, 2300 Yonge Street, Toronto, Ontario, M5W 1K3, (416) 488-6600
Nitrochem Inc., Pièce 800, 2055 rue Peel, Montréal, Québec, H3A 1V4, (514) 849-9222
Sherritt Gordon Mines Ltd., P.O. Box 28, Commerce Court West, Toronto, Ontario, M5L 1B1, (416) 363-9241
Simplot Chemical Co. Ltd., P.O. Box 940, Brandon, Manitoba, R7A 6A1, (204) 728-5701
Western Co-operative Fertilizers Ltd., 11111 Barlow Trail S.E., P.O. Box 2500, Calgary, Alberta, T2P 2X1, (403) 279-4421

3.3 Principaux itinéraires utilisés pour le transport

Actuellement, les usines canadiennes qui produisent de l'ammoniac sont presque toutes situées en Alberta, plus précisément à Calgary, à Carseland, à Medicine Hat et à Fort Saskatchewan (67 p. 100 de la production totale). Les autres usines se trouvent à Courtright, à Maitland et à Niagara Falls en Ontario (25,8 p. 100 de la production totale), ainsi qu'au Manitoba et en Colombie-Britannique, comme l'indique la figure 10 ci-après.

L'Ouest canadien constitue un important marché pour l'ammoniac anhydre. Le produit est transporté par train ou par camion.

Figure 10

AMMONIAC — PRODUCTEURS CANADIENS

3.4 Volume de production
(Corpus, 1983)

Société	Ville	Province	Capacité nominale kilotonnes/an (1982)
C-I-L	Courtright	Ontario	360
Canadian Fertilizers	Medicine Hat	Alberta	720
Cominco	Trail	Colombie-Britannique	65
Cominco	Calgary	Alberta	107
Cominco	Carseland	Alberta	360
Cyanamid of Canada	Niagara Falls	Ontario	221
Esso Chemical Canada	Redwater	Alberta	225
Nitrochem	Maitland	Ontario	80
Sherritt Gordon Mines	Ft. Saskatchewan	Alberta	145
Simplot Chemical	Brandon	Manitoba	100
Western Co-operative Fertilizers	Medicine Hat	Alberta	60
Western Co-operative Fertilizers	Calgary	Alberta	60
TOTAL			2503
Production nationale (1982)			2509
Importations (1982)			42
TOTAL			2551

3.5 Développement de l'industrie
(Corpus, 1983)

Un certain nombre de nouvelles usines ont été mises en service en 1983. Esso Chemical, dont l'ancienne usine à Redwater en Alberta produisait au ralenti, en a ouvert une nouvelle d'une capacité de 544 kt/an. L'usine de la Sherritt Gordon à Fort Saskatchewan a été modifiée et possède maintenant une capacité supplémentaire de 340 kt/an. La C-I-L a accrû de 373 kt par année la capacité de son usine de Courtright qui, prévoit-on, sera en service à la fin de 1985.

3.6 Fabrication industrielle

3.6.1 Généralités. – Au Canada, on fabrique l'ammoniac par reformage catalytique sous pression élevée du gaz naturel, par purification des gaz obtenus et par synthèse du NH_3. Lors des deux premières étapes, on produit de l'hydrogène, on ajoute de l'azote en proportion stoechiométrique, et on élimine le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone et l'eau (poisons catalytiques). Dans la dernière étape, il y a fixation catalytique de l'azote à températures et à pressions élevées, puis récupération de l'ammoniac.

3.6.2 Procédés de fabrication. – Les conditions de fabrication varient énormément, mais la chimie des réactions de synthèse est essentiellement la même dans tous les procédés commerciaux. En général, on utilise comme produit de départ du gaz naturel qu'on soumet à la désulfuration, au reformage primaire et secondaire et à la conversion par déplacement d'équilibre; on élimine ensuite le dioxyde de carbone, on purifie les gaz du mélange réactionnel, puis on procède à la synthèse et à la récupération de l'ammoniac. La première étape, soit la désulfuration, est très importante, car le nickel qui sert de catalyseur risque d'être empoisonné par le soufre. L'adsorption sur du charbon activé à environ 15 °C à 50 °C ou la réaction avec de l'oxyde de zinc, ou les deux à la fois, comptent parmi les méthodes les plus fréquemment utilisées. On recommande parfois de procéder par hydrodésulfuration, en présence de composés organiques du soufre que les deux substances ci-dessus peuvent difficilement éliminer. Parmi les autres techniques, on compte le strippage suivi d'un traitement à l'oxyde de zinc.

Le gaz naturel utilisé comme produit de départ est reformé par traitement à la vapeur dans deux réacteurs catalytiques. Le premier (réacteur primaire) donne un gaz partiellement reformé qui subit ensuite un traitement plus poussé dans le reformeur secondaire pour diminuer la teneur en méthane. Le premier traitement est réalisé dans un four, tandis que le second est réalisé dans un réacteur sous pression dont la paroi est garnie d'un matériau réfractaire. La chaleur nécessaire est obtenue par combustion en présence d'oxygène atmosphérique, ce qui sert aussi à produire de l'azote. Voici la réaction qui intervient:

$$CH_4 + H_2O \rightleftharpoons CO + 3\,H_2,\ \Delta H_{25\,^oC}{}^* = 206{,}08\ kJ/mol$$

Vu que la réaction de reformage est endothermique, il faut ajouter une quantité considérable de chaleur. Le catalyseur utilisé lors du reformage primaire est habituellement constitué de nickel sur un support d'alumine. Pendant la réaction, la température est habituellement de 750 °C à 850 °C, et la pression, d'environ 2 860 kPa à 3 550 kPa. Le catalyseur du reformeur secondaire est constitué de nickel sur un support d'alumine présentant une résistance thermique très élevée.

*$\Delta H_{25\,^oC}$: chaleur de la réaction à 25 °C.

Il y a contamination par les oxydes de carbone qui déactivent le catalyseur; il faut donc éliminer ces oxydes avant la synthèse de l'ammoniac. Pendant la réaction de déplacement d'équilibre, le monoxyde de carbone produit lors du reformage est converti, selon l'équation qui suit, en dioxyde de carbone et en hydrogène qui est fort utile:

$$CO + H_2O \rightleftharpoons CO_2 + H_2, \Delta H_{25\,^oC} = -41{,}17 \text{ kJ/mol}$$

La réaction est réversible et exothermique, et le déplacement d'équilibre est favorable aux basses températures. Cependant, la vitesse de réaction augmente avec la température; ainsi, la plus grande partie du monoxyde de carbone est transformée en dioxyde de carbone dans un convertisseur à haute température fonctionnant à 350 °C à 450 °C. Ensuite, on refroidit les gaz et on transforme le monoxyde de carbone qui reste en dioxyde de carbone (qui est plus facile à éliminer) dans un convertisseur à basse température. Le catalyseur utilisé dans le convertisseur à haute température est constitué principalement d'oxyde de fer (85 p. 100) et d'oxyde de chrome; dans le convertisseur à basse température, on utilise comme catalyseur de l'oxyde de cuivre sur un support d'oxyde de zinc et d'alumine.

Les gaz produits dans les convertisseurs contiennent environ 17 p. 100 à 19 p. 100 (en volume) de dioxyde de carbone qui constitue un poison pour les catalyseurs et qui doit donc être éliminé. Pour ce faire, on procède d'abord à une élimination en vrac du CO_2, puis on effectue une purification finale. Il existe de nombreux procédés. Le système de purification utilisé dépend de la disposition globale de l'usine et des méthodes d'intégration nécessaires.

Il faut ensuite comprimer les gaz de synthèse, habituellement sous une pression comprise entre 13 785 kPa et 34 475 kPa. Les gaz comprimés sont ensuite introduits dans le convertisseur qui, en général, est de type tubulaire ou de type à lits multiples. Le mélange hydrogène-azote doit être dans le rapport de 3 à 1. Voici la réaction réversible globale:

$$N_2 + 3\,H_2 \rightleftharpoons 2\,NH_3$$

La réaction est réalisée sur une surface catalytique constituée de fer métallique (principalement de la magnétite), additionné d'autres oxydes. Toute augmentation de pression est accompagnée d'une augmentation de la proportion d'ammoniac à l'équilibre et d'un accroissement de la vitesse de réaction. Une augmentation de température augmente la vitesse de réaction mais diminue la quantité d'ammoniac à l'équilibre et déactive le catalyseur. Normalement, on récupère l'ammoniac par condensation et on recycle l'hydrogène et l'azote qui n'ont pas participé à la réaction (Kirk-Othmer, 1978).

3.7 Principales utilisations au Canada
(Corpus, 1983)

L'ammoniac entre dans la préparation de l'urée, de l'acide nitrique, du nylon, du nitrate d'ammonium, des solutions azotées, du sulfate d'ammonium, des phosphates d'ammonium, des mélanges fertilisants, de l'hexaméthylène-diamine, des éthanolamines, des amines, des nitryles et d'autres préparations utilisées comme engrais. Il est aussi utilisé dans l'industrie des pâtes et papiers, dans l'industrie minière et dans l'industrie du raffinage.

En 1981, 82 p. 100 de la production totale était consommée au Canada, dont 50 p. 100 était utilisée directement comme fertilisant ou entrait dans la préparation de fertilisants. L'utilisation directe d'ammoniac comme fertilisant est de plus en plus fréquente au Canada.

3.8 Principaux acheteurs au Canada

(Corpus, 1983; CBG, 1980)

Agricultural Chemicals, London (Ontario)
Armak Chemicals, Saskatoon (Saskatchewan)
Cariboo Pulp & Paper, Quesnel (Colombie-Britannique)
Chinook Chemical, Sarnia (Ontario)
CIP, Hawkesbury (Ontario)
Dow Chemical of Canada, Sarnia (Ontario) et
Fort Saskatchewan (Alberta)
DuPont Canada, Maitland (Ontario)
Fraser, Atholville (Nouveau-Brunswick)
Inco Metals, Copper Cliff (Ontario)
Nitrochem, Maitland (Ontario)
Industries Tembec, Témiscamingue (Québec)
Union Carbide Canada, Montréal (Québec)
United Co-operatives of Ont., Mississauga
(Ontario)
Western Forest Products, Port Alice
(Colombie-Britannique)

4 MANUTENTION DU PRODUIT ET COMPATIBILITÉ

4.1 Citernes et autres récipients d'expédition

4.1.1 Transport en vrac. – Le transport en vrac de gaz ammoniac et d'ammoniac liquide se fait principalement par wagons-citernes et par camions-citernes. Une certaine partie de l'ammoniac anhydre est transportée en bouteilles sous pression, tandis que les solutions sont parfois livrées en fûts, en touries ou en flacons.

4.1.1.1 Bouteilles à gaz. – Les bouteilles à gaz utilisées pour le transport de l'ammoniac sont fabriquées en acier sans soudure ou en acier soudé. Leur poids à vide varie de 1,8 kg (4 lb) à 86 kg (190 lb) (Matheson, 1980; Linde, 1981). Une bouteille de 86 kg (190 lb) a un poids brut de 154 kg (340 lb) et mesure 260 mm (10 po) de diamètre et 1400 mm (55 po) de longueur. Les bouteilles doivent être conformes aux spécifications 3A480, 3AA480, 3A480X, 3E1800, 4A480 et 4AA480 de la Commission canadienne des transports et du Department of Transportation des États-Unis (RTDCR, 1974). Les spécifications relatives aux bouteilles à gaz sont présentées au tableau 2; les bouteilles de type courant sont illustrées à la figure 11. On utilise rarement au Canada des récipients d'une tonne.

Tableau 2
Spécifications relatives aux bouteilles à gaz

Numéro de spécification CCT/DOT*	Description
3A480	Bouteille en acier sans soudure. Acier Martin ou électrique, de qualité uniforme d'une teneur maximale en carbone de 0,55 p. 100, d'une teneur maximale en phosphore de 0,045 p. 100 et d'une teneur maximale en soufre de 0,050 p. 100. Pression de service de 3312 kPa (480 psi).
3AA480	Bouteille en acier sans soudure. Teneur maximale en carbone de 0,28 p. 100. Acier Martin ou électrique, de qualité uniforme. Pression de service de 3312 kPa (480 psi).
3A480X	Bouteille en acier sans soudure. Teneur maximale en carbone de 0,4 p. 100. Pression de service de 3312 kPa (480 psi).
3E1800	Acier sans soudure prescrit dans la spécification 3A480. Pression de service de 12 411 kPa (1800 psi).
4A480	Bouteille en acier soudé à la forge. Pression de service de 3312 kPa (480 psi).
4AA480	Bouteille en acier soudé. Pression de service de 3312 kPa (480 psi).

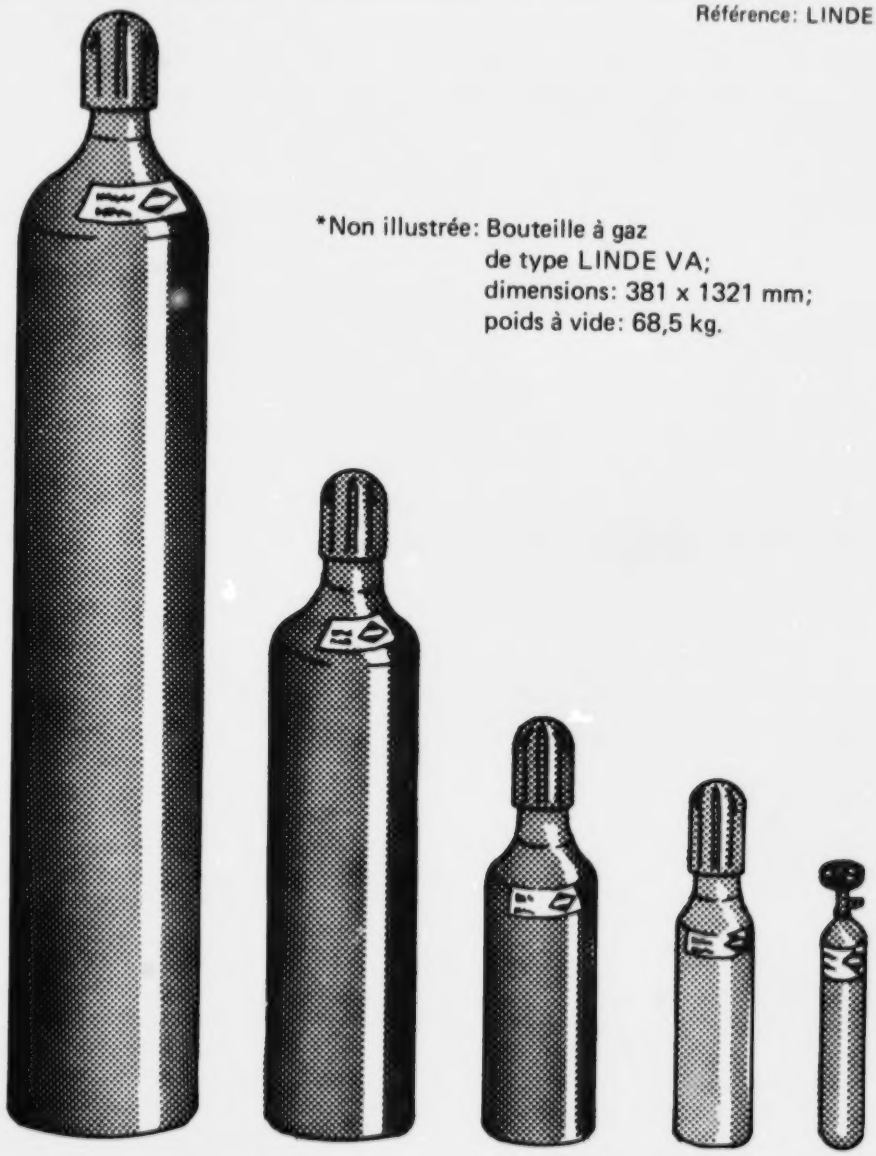
* Commission canadienne des transports; Department of Transportation (U.S.A.).

Figure 11

AMMONIAC (anhydre)

BOUTEILLES À GAZ TYPIQUES*

Référence: LINDE, 1981



*Non illustrée: Bouteille à gaz
de type LINDE VA;
dimensions: 381 x 1321 mm;
poids à vide: 68,5 kg.

Classification industrielle		**K**	**Q**	**G**	**F**	**LB**
Dimensions approximatives	**(mm)**	**229×1320**	**178×787**	**152×508**	**102×432**	**51×330**
	(po)	**9×52**	**7×31**	**6×20**	**4×17**	**2×13**
Poids à vide approximatif	**(kg)**	**60**	**29**	**13**	**5**	**1**
	(lb)	**132**	**65**	**29**	**10**	**4**

4.1.1.2 Wagons-citernes. – Les wagons-citernes servant au transport des solutions d'ammoniac sont très différents de ceux utilisés pour le transport de l'ammoniac anhydre, car les solutions sont considérées comme des liquides corrosifs, tandis que l'ammoniac anhydre est considéré comme un gaz sous pression. Le texte qui suit porte en premier lieu sur les récipients sous pression servant au transport de l'ammoniac anhydre ou de solutions d'ammoniac contenant plus de 44 p. 100 d'ammoniac et en second lieu sur les véhicules-citernes servant au transport des solutions d'ammoniac.

Les wagons-citernes utilisés pour le transport d'ammoniac anhydre sont habituellement construits en acier au carbone ou en acier inoxydable. Ils ont une capacité de 16 à 90 tonnes. Ces wagons doivent être conformes aux spécifications de la CCT et du DOT décrites au tableau 3 (RTDCR, 1974).

Un wagon-citerne conforme à la spécification 105A300W est illustré à la figure 12; ses caractéristiques sont données au tableau 4 (TCM, 1979).

Tableau 3
Spécifications relatives aux wagons-citernes utilisés pour le transport de l'ammoniac anhydre

Spécification CCT/DOT*	Description
105A300W	Citerne en acier soudé par fusion avec trou d'homme. Isolée. Organes de déchargement par le haut exigés. Soupape de sûreté réglée à 1550 kPa (225 psi). Organes de déchargement par le bas ou de purge interdits.
106A500	Unités multiples avec citernes d'une tonne amovibles, montées sur châssis. Citernes en acier soudées à la forge. Non isolées. Soupape de sûreté réglée à 2590 kPa (375 psi).
106A500X	Comme 106A500 ci-dessus, sauf que les citernes sont soudées par fusion sur le plan longitudinal et soudées à la forge aux extrémités.
112A340W	Citerne en acier soudé par fusion avec trou d'homme. Non isolée. Peinture réfléchissante. Organes de déchargement par le haut exigés. Soupape de sûreté réglée à 1760 kPa (225 psi). Organes de déchargement par le bas ou de purge interdits.
112A400W	Comme 112A340W ci-dessus sauf que la soupape de sûreté est réglée à 2070 kPa (300 psi).
114A340W	Citerne en acier soudé par fusion, avec trou d'homme. Non isolée. Peinture réfléchissante. Emplacement du trou d'homme facultatif. Soupape de sûreté réglée à 1760 kPa (225 psi). Organes de déchargement par le bas ou de purge facultatifs.

* Commission canadienne des transports; Department of Transportation (U.S.A.).

Tableau 4
Spécifications relatives aux wagons-citernes – classe 105A300W
(TCM, 1979; RTDCR, 1974)

Description	Dimensions du wagon-citerne (gal. imp.)		
	9000	21 000	28 000
Structure			
Capacité nominale	41 000 l (9000 gal)	95 000 l (21 000 gal)	127 000 l (28 000 gal)
Tare (poids à vide)	30 300 kg (66 800 lb)	40 800 kg (90 000 lb)	50 800 kg (112 000 lb)
Masse brute maximale	80 300 kg (177 000 lb)	83 500 kg (184 000 lb)	119 000 kg (263 000 lb)
Citerne			
Matériau	Acier	Acier	Acier
Épaisseur	17,5 mm (11/16 po)	17,5 mm (11/16 po)	17,5 mm (11/16 po)
Diamètre intérieur	2,2 m (88 po)	2,4 m (95 po)	3,0 m (120 po)
Pression d'essai	2070 kPa (300 psi)	2070 kPa (300 psi)	2070 kPa (300 psi)
Pression d'éclatement	51 700 kPa (750 psi)	51 700 kPa (750 psi)	51 700 kPa (750 psi)
Dimensions			
Longueur avec organes d'attelage	13 m (42 pi)	20 m (65 pi)	20 m (67 pi)
Longueur avec pylônes de choc	12 m (40 pi)	19 m (63 pi)	20 m (64 pi)
Distance entre les pivots de boggie	9 m (29 pi)	16 m (52 pi)	16 m (53 pi)
Hauteur du sommet du caillebotis	4 m (12 pi)	4 m (12 pi)	4 m (12 pi)
Hauteur hors-tout	5 m (15 pi)	5 m (15 pi)	5 m (15 pi)
Largeur hors-tout	3,2 m (127 po)	3,2 m (127 po)	3,2 m (127 po)
Longueur du caillebotis	2 - 3 m (7 - 10 pi)	2 - 3 m (7 - 10 pi)	2 - 3 m (7 - 10 pi)
Largeur du caillebotis	1,5 - 2 m (5 - 6 pi)	1,5 - 2 m (5 - 6 pi)	1,5 - 2 m (5 - 6 pi)
Dispositifs de chargement et de déchargement			
Raccord de déchargement	25 mm (1 po) relié à un clapet de retenue de 32 mm (1 1/4 po)		
Robinetterie	2 robinets à liquide, 2 robinets à gaz		
Dispositifs de sécurité			
Soupape de sûreté	Réglée à 1550 kPa (225 psi)		
Isolation			
Mousse ou liège	102 mm (4 po) d'épaisseur		

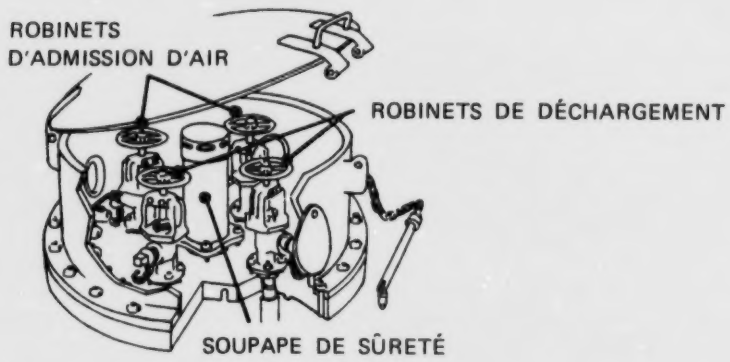
L'enceinte de dôme est aménagée comme celle du wagon-citerne utilisé pour le transport de chlore. On y trouve quatre robinets d'équerre et une soupape de sûreté montée au centre. Dans certains cas, l'un de ces robinets d'équerre a été remplacé par un dispositif de jaugeage, un thermomètre de 18 mm (3/4 po) et un tube à essai de 6 mm (1/4 po).

Chaque robinet de la phase liquide de 51 mm (2 po) est relié à un tube plongeur de remplissage et de déchargement de 76 mm (3 po), monté dans l'enceinte du dôme et descendant jusqu'au fond de la citerne. Sur le haut de chaque tube plongeur, juste au-dessous du couvercle du trou d'homme, se trouve un limiteur de débit à bille (AA1970) de 76 mm (3 po) conçu pour fonctionner lorsque le débit d'ammoniac anhydre liquide excède 3180 kg/h (1000 gal/h). Ce dispositif de protection coupe automatiquement l'écoulement du liquide en cas de bris du robinet d'équerre ou du tube plongeur. Un dispositif semblable est installé au-dessous du robinet de la phase gazeuse.

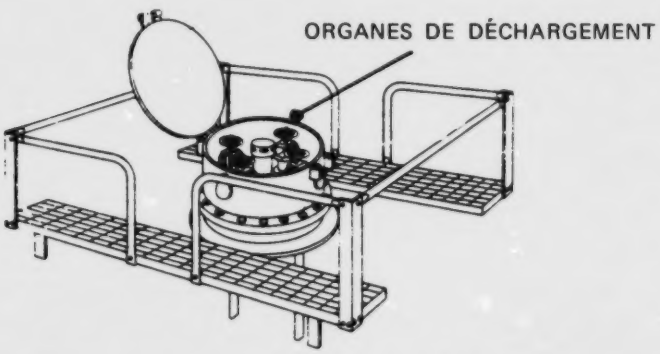
Figure 12

AMMONIAC (anhydre) — **WAGON-CITERNE – CLASSE 105A300W**

Références: TCM, 1979; RTDCR, 1974



DÉTAIL DES ORGANES DE DÉCHARGEMENT



DÉTAIL DE LA PLATE-FORME DE DÔME

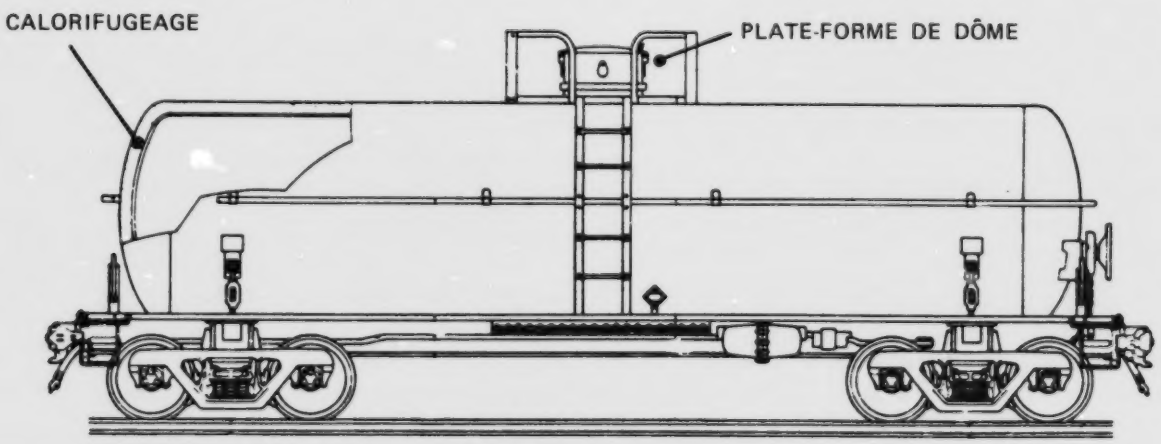


ILLUSTRATION DU WAGON-CITERNE

Les solutions d'ammoniac sont transportées dans les wagons-citernes décrits au tableau 5 (RTDCR, 1974). Ces wagons peuvent être déchargés par le bas, si un tel mode de déchargement est autorisé, ou par le haut, par pompage à partir du dôme.

Tableau 5
Spécifications des wagons-citernes utilisés pour le transport des solutions d'ammoniac

Spécification CCT/DOT*	Description
105A100W	Citerne en acier soudé par fusion avec dôme. Dôme à 2 p. 100. Calorifugeage obligatoire. Soupape de sûreté réglée à 517 kPa (75 psi). Orifices de déchargement par le bas ou de purge interdits.
105A100ALW	Identique à 105A100W ci-dessus, sauf que la citerne est en alliage d'aluminum.
109A100ALW	Citerne en alliage d'aluminium avec dôme. Calorifugeage facultatif. Soupape de sûreté réglée à 517 kPa (75 psi).
109A300W	Citerne en acier avec dôme. Calorifugeage facultatif. Soupape de sûreté réglée à 1550 kPa (225 psi). Orifice de purge facultatif. Organe de déchargement par le bas interdit.
111A100W4	Citerne en acier, sans dôme. Calorifugeage obligatoire. Soupape de sûreté réglée à 517 kPa (75 psi). Organes de déchargement par le bas ou de purge interdits.

* Commission canadienne des transports; Department of Transportation (U.S.A.).

4.1.1.3 Véhicules-citernes routiers. – Pour le transport de l'ammoniac anhydre, on utilise une semi-remorque tractée. La capacité maximale de la citerne ne doit pas dépasser les limites de charge propres au transport sur route. La citerne doit être conforme aux spécifications DOT TC331 ou MC331 décrites au tableau 6 (TDGC, 1980). La plupart des citernes ont une capacité de 16 tonnes; toutefois certaines citernes ont une capacité comprise entre 15 et 20 tonnes.

Toutes les citernes sont munies d'un revêtement calorifuge de 100 mm (4 po) d'épaisseur, protégé par une chemise en acier. Un trou d'homme situé à la partie supérieure d'une citerne est la seule ouverture permise. La disposition des robinets est la même que dans les wagons-citernes. La pression nominale minimale dans la citerne est de 1825 kPa (265 psi) (TDGC, 1980).

Les solutions d'ammoniac sont transportées dans des camions-citernes semblables aux wagons-citernes utilisés à cette fin.

4.1.2 Transport en fûts. – Les solutions d'ammoniac sont couramment transportées en fûts fabriqués à partir d'une grande variété de matériaux décrits au tableau 7 (TDGC, 1980). On utilise aussi des touries d'une capacité maximale de 50 l (41 kg) et des bouteilles en verre d'une capacité maximale de 1 l transportées dans des caisses.

Tableau 6
Spécifications des camions-citernes

Spécification de Transport Canada	Description
TC331 (ou MC331)	Citerne en acier sans soudure ou avec soudure. Conception et construction conformes au code de l'ASME. Ouverture avec capot protecteur et couvercle de trou d'homme. Pression nominale maximale de 3450 kPa (500 psi). Traitement thermique après soudage conformément au code de l'ASME. Dispositif de jaugeage.

Tableau 7
Fûts utilisés pour l'ammoniac

Type de fût	Code de type	Description	Illustré à la figure
Acier	1A1	Dessus non amovible, réutilisable.	13
	1A1A	1A1 avec rebords renforcés.	13
	1A1B	1A1 avec brides de fermeture soudées.	13
	1A1C	1A1 plombé.	13
	1A1D	1A1 avec revêtement (autre que le plomb).	13
	1A2	Dessus amovible, réutilisable.	13
	1A3	Dessus non amovible, non réutilisable.	13
Plastique	1H1	Dessus non amovible, contenance de 250 l (55 gal). Masse nette maximale de 400 kg (882 lb).	Non illustré
Fût d'acier avec récipients de plastique	6HA1	Tôle extérieure en acier en forme de fût. Récipient intérieur en plastique. Capacité maximale de 225 l (49 gal).	Non illustré

* Voir section 4.3 du présent rapport.

4.2 Déchargement

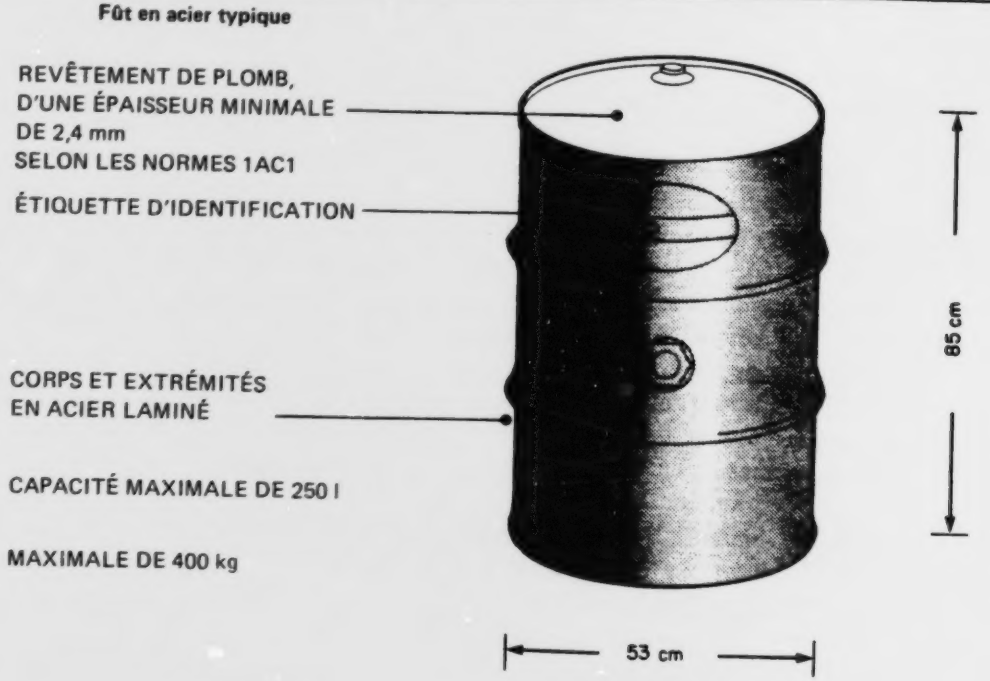
4.2.1 Matériel et procédés de déchargement pour les bouteilles à gaz. – Les bouteilles et les cylindres d'une tonne sont manipulés et entreposés de façon semblable. Les directives suivantes s'appliquent:

- Les capots de protection des robinets doivent être en place (MCA, 1960).
- Les récipients ne doivent pas être entreposés près d'un système de ventilation.
- Les récipients doivent être entreposés de façon à minimiser la corrosion extérieure.
- Les bouteilles doivent être entreposées debout et les cylindres d'une tonne, couchés.
- Les récipients vides doivent être entreposés séparément des récipients pleins.
- Employer un raccord souple pour relier les bouteilles au système de conduites.
- En position debout, les récipients fournissent de l'ammoniac gazeux et, en position couchée de l'ammoniac liquide.

Figure 13

AMMONIAC

FÛT TYPIQUE



4.2.2 Matériel et procédés de déchargement des wagons-citernes et des véhicules-citernes routiers. – Les procédés de déchargement des wagons-citernes et des camions-citernes sont essentiellement les mêmes, mais il importe d'abord de prendre les précautions suivantes:

- N'effectuer le déchargement qu'avec du personnel compétent.
- Utiliser une voie de garage réservée exclusivement aux wagons-citernes à ammoniac.
- Serrer les freins et caler les roues, employer un dérailleur approprié (MCA, 1960).
- Disposer d'un quai de service offrant toutes les conditions de sécurité au poste de déchargement.

Les wagons-citernes ou les véhicules-citernes routiers transportant de l'ammoniac anhydre sont déchargés à l'aide d'un compresseur (MCA, 1960), tandis que ceux transportant une solution d'ammoniac sont déchargés au moyen de pompes ou sous l'action de la pesanteur (MCA, 1947).

Lorsqu'on utilise un compresseur, on décharge l'ammoniac anhydre liquéfié à partir de l'un des deux robinets d'équerre, en créant une différence de pression entre la citerne du wagon et le réservoir de stockage. La conduite d'aspiration du compresseur doit être raccordée à la partie du compresseur supérieure du réservoir de stockage, tandis que la conduite de déchargement du compresseur doit être reliée au robinet de la phase liquide du wagon-citerne (MCA, 1960).

Lorsque tout le liquide a été déchargé, on peut renverser l'action aspirante-refoulante du compresseur pour récupérer l'ammoniac anhydre gazeux restant dans la citerne, jusqu'à ce que la pression à l'intérieur de la citerne soit d'environ 35 kPa (5 psi) (MCA, 1947).

Dans le cas des citernes contenant une solution d'ammoniac, on effectue le déchargement par pompage à partir du robinet situé dans le haut, du wagon-citerne ou, par pompage ou sous l'action de la pesanteur à partir de l'organe de déchargement par le bas, en utilisant habituellement un raccord de 51 mm (2 po).

4.2.3 Spécifications et matériaux de fabrication des organes de déchargement. – Les conduites utilisées pour le déchargement de l'ammoniac sont normalement du type Schedule 40 sans soudure, en acier non étamé ou en acier au carbone (HCG, 1981). Si des joints filetés sont utilisés, il faut que les conduites soient en acier très résistant, mais on recommande plutôt des joints à brides ou des joints soudés. Des brides à rainures et à languettes en acier forgé conçues pour les conduites d'ammoniac doivent être utilisées.

Il faut installer des raccords flexibles entre les citernes et le réseau de tuyauteries rigides. Dans le cas des solutions d'ammoniac, on recommande d'utiliser un boyau en caoutchouc pouvant résister à une pression de vapeur de 860 kPa, muni de joints de type raccord convenant pour l'ammoniac. Dans le cas de l'ammoniac anhydre, il faut utiliser un boyau spécial muni de raccords filetés résistant aux pressions élevées.

On utilise couramment des robinets en acier de type standard pour le déchargement de l'ammoniac (CCPA, 1982). On recommande aussi des robinets à membrane en acier moulé, garnis de polyfluorure de vinylidène (Dow PPS, 1972).

4.3 Compatibilité entre le produit et certains matériaux

La compatibilité entre l'ammoniac et certains matériaux de fabrication est indiquée au tableau 8.

Voici une brève définition des termes utilisés dans le présent guide pour évaluer les matériaux:

Recommandé: donne satisfaction dans l'utilisation indiquée;

Avec réserves: se détériore dans l'utilisation indiquée; approprié dans le cas d'une utilisation intermittente ou de courte durée;

Déconseillé: se détériore rapidement dans l'utilisation indiquée; ne devrait jamais être utilisé.

Tableau 8
Compatibilité entre le produit et certains matériaux de fabrication

Application	Produit chimique		Recommandé	Réserves	Déconseillé
	Teneur	Temp. (°C)			
1. Conduites et raccords	10 %	121	Polyéther chloré (DCRG, 1972)		
	10 %	107	Polypropylène (DCRG, 1972)		
	10 %	93	Polyfluorure de vinylidène (DCRG, 1972)		
	10 %				Polychlorure de vinylidène (DCRG, 1972)
	10 %	Jusqu'à la limite d'utilisation du matériau	Polychlorure de vinyle I Acrylonitrile-butadiène-styrène Polyéthylène (MWPP, 1978)		
	Gaz	107	Polyéther chloré Polypropylène (DCRG, 1972)		
	Gaz, sec	23	Polyéthylène (DPPED, 1967)		
	Gaz, sec	49			Polyéthylène (DPPED, 1967)
	Gaz, sec	23			Acrylonitrile-butadiène-styrène (DPPED, 1967)
	Gaz, sec	60	Polychlorure de vinyle I Polychlorure de vinyle II (DPPED, 1967)		
	Gaz	24	Acrylonitrile-butadiène-styrène* (MWPP, 1978)		
	Gaz	Jusqu'à la limite d'utilisation du matériau	Polychlorure de vinyle I Polyéthylène* (MWPP, 1978)		
	Anhydre	107	Polyéther chloré Polypropylène (DCRG, 1972)		
	Anhydre	135	Polyfluorure de vinylidène (DCRG, 1972)		
	Liquide	23	Acier doux (CCPA, 1982)		Polychlorure de vinyle I (DPPED, 1967)

Application	Produit chimique		Recommandé	Réserves	Déconseillé
	Teneur	Temp. (°C)			
2. Robinetterie	Gaz	21	Acier inoxydable 316 (JSSV, 1979)		
	Tout en liqueur	Ébullition	Acier doux (CCPA, 1982)		
			Acier inoxydable 316 (JSSV, 1979)		Cuivre
	Eau	Ébullition	Acier inoxydable 316 (JSSV, 1979)		Alliage de cuivre (CCPA, 1982)
3. Pompes	Solutions		Tout en fer (HIS, 1969)		
4. Autres	Gaz	60	Polyéthylène, polypropylène, polyoxyméthylène, caoutchouc naturel, acrylonitrile/butadiène (nitrile, Buna® N), caoutchouc d'éthylène-propylène, polychloroprène, polyéthylène chlorosulfoné (GF) Acier inoxydable 302, acier inoxydable 304, acier inoxydable 316, acier inoxydable 430 (ASS), caoutchouc naturel, styrène-butadiène (GR-S, Buna® S), polychloroprène, acrylonitrile/butadiène (nitrile, Buna® N), isobutylène/isoprène (butyle), polyéthylène chlorosulfonique (Hypalon®), caoutchouc d'éthylène-propylène (GPP)		Polychlorure de vinyle non plastifié, caoutchouc fluoré (Viton) (GF)
	100 %				
	Gaz	Froid			
	Gaz	Chaud			Acier inoxydable 302, acier inoxydable 304, acier inoxydable 316, acier inoxydable 430 (ASS), caoutchouc naturel, styrène-butadiène (GR-S, Buna® S), polychloroprène (néoprène), acrylonitrile/ butadiène (nitrile, Buna® N), isobutylène/

Application	Produit chimique		Recommandé	Réserves	Déconseillé
	Teneur	Temp. (°C)			
	Anhydre		Caoutchouc naturel, styrène-butadiène (GR-S, Buna® S), polychloroprène (néoprène), isobutylène/isoprène (butyle), caoutchouc d'éthylène-propylène (GPP)		isoprène (butyle), caoutchouc d'éthylène-propylène (GPP)
	Anhydre	20	Acier inoxydable 302, acier inoxydable 304, acier inoxydable 316, acier inoxydable 430 (ASS)		Cuivre, alliage de cuivre (CCPA, 1982)
	Liquéfié	20	Polyéthylène, polypropylène		
	(100 %)		Polyoxyméthylène, caoutchouc naturel, acrylonitrile/butadiène (nitrile, Buna® N), isobutylène/isoprène (butyle), caoutchouc d'éthylène-propylène, polychloroprène (néoprène), polyéthylène chlorosulfoné (GF)		Polychlorure de vinyle non plastifié, caoutchouc fluoré (GF)
	10 %	60	Polychlorure de vinyle (TPS, 1978)		
	10 %	66	Polypropylène (TPS, 1978)		
	10 %	85	Polychlorure de vinyle (TPS, 1978)		
	10 à 30 %	24 à 100	Verre (CDS, 1967)		
	10 à 30 %	24	Béton (CDS, 1967)		
	100 %	24			Bois (CDS, 1967)

* Ce matériau a obtenu par ailleurs une cote inférieure pour une utilisation semblable.

5 FUITE ET MIGRATION DU POLLUANT

5.1 Aperçu général

Lors d'un déversement d'ammoniac anhydre, une nappe s'étalera sur la surface de l'eau ou du sol. À cause de la grande volatilité du produit, il se formera d'abord une bouffée de vapeurs. L'évaporation du produit refroidira le liquide restant, ce qui ralentira le taux d'évaporation.

La dispersion de l'ammoniac dans l'air a fait l'objet d'un certain nombre d'études. Des observations faites lors de déversements réels et expérimentaux ont confirmé que l'ammoniac gazeux se comporte dans l'air comme un gaz lourd malgré sa densité relative de 0,6. Ce phénomène est attribué à la formation d'un aérosol. Des expériences réalisées récemment dans les laboratoires Lawrence Livermore ont montré que ce comportement dû à la présence de cet aérosol peut donner lieu à des teneurs atteignant parfois 9 fois celles prévues à une distance de 3 km sous le vent. Cet effet «de gaz lourd» augmente avec la quantité déversée. L'ammoniac se comporte ainsi (comme un aérosol) jusqu'à une heure après un déversement majeur, dans des conditions de grande stabilité de l'atmosphère. Dans le cas d'un petit déversement (environ une tonne) se produisant dans des conditions atmosphériques plus instables, l'ammoniac se comportera comme un gaz lourd pendant environ 10 minutes. Le modèle de dispersion de l'ammoniac gazeux décrit dans le présent Enviroguide concorde étroitement avec les résultats expérimentaux récents et tient compte par conséquent du comportement de type aérosol.

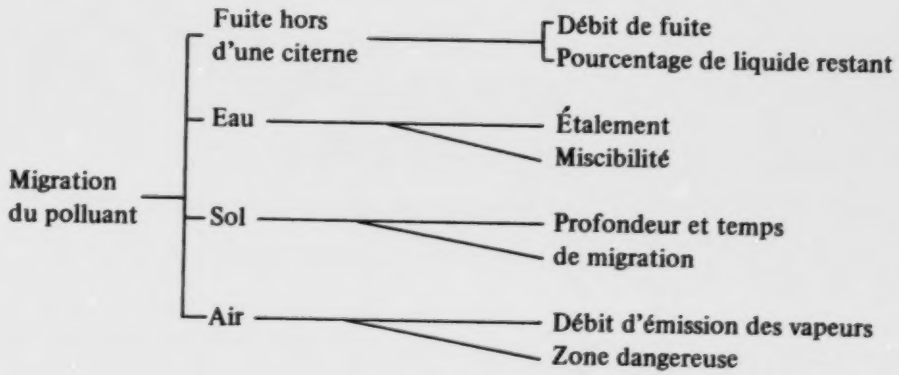
Le modèle décrit dans la présente section ne s'applique qu'à l'ammoniac anhydre, car il représente le pire cas. Les solutions dégagent beaucoup moins de vapeurs dans l'air. Dans les modèles de migration de l'ammoniac, le volume présent dans l'eau et dans le sol est obtenu en multipliant le pourcentage de ce volume par le volume total déversé.

Lorsque l'ammoniac est déversé dans l'eau, une partie se dissout dans celle-ci, pendant que l'autre partie s'évapore. Au cours de déversements effectués à titre expérimental, on a montré qu'environ 70 p. 100 de l'ammoniac liquide déversé dans l'eau pénètre dans la phase aqueuse pour former une solution aqueuse d'ammoniac. Les résultats ne semblent pas dépendre du volume déversé (de 2 500 cm^3 à 0,02 m^3 et jusqu'à 0,19 m^3), du type de déversement (déversement instantané ou déversement à débit contrôlé), de la température, de la salinité et de la hauteur d'eau. Dans ces conditions expérimentales bien précises, les observations visuelles et les données sur le nuage de vapeurs ont indiqué que l'ammoniac gazeux était moins dense que l'air ambiant et que le panache s'élevait tout en se déplaçant sous le vent. À une pression de 101 kPa, la masse volumique des vapeurs d'ammoniac en milieu saturé est d'environ 0,89 kg/m^3, tandis qu'elle est d'environ 1,2 kg/m^3 pour l'air à 27 °C. Il y a lieu de noter toutefois que la dynamique du déversement d'une grande quantité d'ammoniac anhydre liquéfié dans l'eau peut influer beaucoup sur la fraction du liquide déversé qui, en fin de compte, sera dégagé dans l'atmosphère. Par exemple, le déversement instantané de NH_3 liquide à la surface de l'eau provoque l'ébullition violente de l'ammoniac, ce qui peut entraîner la production et le dégagement d'un aérosol d'ammoniac liquide dans l'atmosphère. Dans ce cas, la valeur réelle du coefficient de partage (pourcentage retenu dans l'eau) sera plus petite que celle prévue par l'analyse thermodynamique réalisée au cours de l'étude (Raj, 1978).

Lorsque l'ammoniac liquide est déversé sur le sol, une fraction du produit s'évaporera. L'autre fraction peut pénétrer dans le sol par adsorption à une vitesse qui varie selon le type de sol et le degré de saturation en eau de ce sol (voir section 6.7). Comme nous l'avons déjà mentionné, le liquide déversé se répand sur le sol formant des flaques dans les petites dépressions de terrain où il bout violemment. La vitesse d'émission de vapeurs diminue au fur et à mesure

que se refroidissent la nappe de liquide et le sol. L'addition d'eau pulvérisée ou d'eau de dilution sur la nappe provoquera une ébullition violente jusqu'à ce que l'ammoniac soit assez dilué pour former une solution aqueuse.

Voici les facteurs à prendre en considération lorsqu'il y a migration d'un polluant dans l'eau, le sol ou dans l'air.



5.2 Fuite du produit

5.2.1 Introduction. – L'ammoniac est ordinairement transporté par wagons-citernes, à l'état de gaz liquéfié comprimé et à la température ambiante. Bien qu'il existe de nombreux modèles de wagons-citernes, nous avons dû en choisir un en particulier pour établir les nomogrammes de fuite de la collection Enviroguide. Le modèle choisi a un diamètre de 2,75 m, une longueur de 13,4 m, et il peut contenir environ 80 000 litres.

S'il y a rupture de la paroi dans le bas d'une citerne remplie d'ammoniac liquéfié, tout le liquide s'écoulera sous l'action de la pesanteur. Grâce aux nomogrammes, on pourra calculer la quantité de liquide restant dans la citerne ainsi que le débit de fuite du liquide, à mesure que le temps s'écoulera. Dans le cas d'un orifice situé dans le bas d'une citerne, le débit de sortie, en l'occurrence, le débit de fuite, se calcule par la méthode dite des orifices, qui utilise une formule corrigée du théorème de Torricelli. Le débit de fuite q est fonction de la hauteur h du liquide au-dessus de l'orifice, de la pression P à l'intérieur de la citerne, de la section et de la forme de l'orifice s et du coefficient de débit Cq. Pour préparer les nomogrammes, on a supposé un coefficient de débit de 0,8.

S'il y a rupture de la paroi dans le haut de la citerne ou en tout autre point au-dessus du niveau de liquide, on suppose, pour la préparation des nomogrammes, qu'il y aura émission de vapeurs jusqu'à ce que tout le liquide se soit évaporé et que les pressions internes et externes se soient équilibrées. On suppose également que la température du liquide est constante et égale à la température ambiante (temp.$_a$). Dans ces conditions, la vitesse d'émission de vapeurs q_t sera constante jusqu'à ce que tout le liquide se soit évaporé. La vitesse d'émission de vapeurs est fonction de la pression à l'intérieur de la citerne et égale à la pression de vapeur du liquide en milieu saturé qui est elle-même fonction de la température. Dans le présent cas, on suppose que la température ambiante régnant à l'intérieur de la citerne est de 40 °C et que son contenu exerce une pression de vapeur saturante de 1 600 kPa. En posant l'hypothèse de telles conditions thermiques, la vitesse d'émission sera maximisée, ce qui correspond aux scénarios les plus pessimistes.

Lorsque la paroi d'une citerne contenant de l'ammoniac est perforée, le débit de fuite initial du gaz est important (voir les explications plus bas); toutefois, l'évaporation du produit entraîne un refroidissement qui diminue la pression de vapeur et subséquemment le taux d'émission. Dans certaines conditions, le liquide peut être refroidi jusqu'à son point d'ébullition, réduisant de façon importante l'émission de vapeurs. Selon les circonstances, il peut se former de la glace dans l'orifice ou à la surface du liquide, contribuant ainsi à réduire davantage l'émission de vapeurs.

Pour faciliter la préparation des nomogrammes, on a posé les hypothèses suivantes sur la vitesse d'émission de vapeurs et sur les conditions qui influent sur celle-ci:

a) On peut supposer des conditions isothermes lorsqu'une citerne dont la paroi est perforée et dont la plus grande partie du calorifugeage est endommagée est la proie des flammes.

b) La vitesse d'émission de vapeurs pourrait être inférieure d'un ordre de grandeur à celle qui est observée dans les conditions précédentes (a), lorsque la température de l'air ambiant est élevée et qu'une partie du calorifugeage est endommagée.

c) La vitesse d'émission de vapeurs pourrait être inférieure de deux à trois ordres de grandeur à celle qui est observée dans des conditions d'incendie (a), lorsque la température de l'air ambiant est relativement basse et que la citerne a perdu une plus ou moins grande partie de son calorifugeage.

d) La vitesse d'émission de vapeurs pourrait être inférieure de quatre à sept ordres de grandeur à celle qui est observée dans des conditions d'incendie (a) lorsque la température de l'air ambiant est relativement basse et qu'il ne manque qu'une petite partie du calorifugeage.

Le déversement de tout le contenu de la citerne peut avoir des effets catastrophiques sur l'environnement, car il entraînerait instantanément la formation d'un énorme nuage de vapeurs (bouffée); la proportion de la masse totale du liquide déversé qui constituera ce nuage dépendra des conditions environnementales globales.

Les nomogrammes présentés plus loin permettent d'obtenir grâce à une méthode simple, les débits de fuite du liquide ou d'émission de vapeurs en fonction du temps. Comme il est indiqué dans les paragraphes précédents, les nomogrammes sont basés sur les données hypothétiques d'une situation représentant le pire cas. Les modèles utilisés pour calculer les débits de fuite du liquide et d'émission de vapeurs sont décrits en détail dans le Manuel d'introduction Enviroguide.

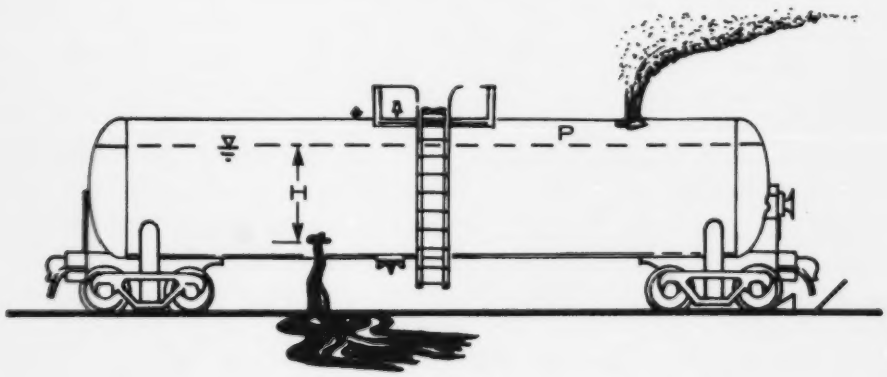


Figure 14 WAGON-CITERNE PERFORÉ AU-DESSOUS OU AU-DESSUS DU NIVEAU DU LIQUIDE

5.2.2 Nomogrammes relatifs aux fuites

5.2.2.1 Perforation au-dessous du niveau du liquide: fuite de liquide. – La figure 15 permet d'évaluer le pourcentage de liquide restant dans un wagon-citerne en fonction du temps écoulé depuis le moment du bris et en fonction d'un certain nombre de diamètres de l'orifice. Ces diamètres sont des diamètres équivalents et valent pour des orifices de toutes formes.

On suppose que le wagon-citerne type a 2,75 mètres de diamètre, 13,4 mètres de longueur, qu'il contient 80 000 litres d'ammoniac à 40 °C et qu'il est plein au moment du bris ($t = 0$). Le volume de liquide restant après un temps d'écoulement donné (t) n'est pas seulement fonction du débit de fuite mais aussi de la taille et de la forme du wagon-citerne.

Débit de fuite du liquide en fonction du diamètre de l'orifice. – La figure 16 permet d'évaluer le débit de fuite maximal (l/s) en fonction de diamètres équivalents donnés. Comme la pression exercée par la vapeur sur la surface du liquide est supérieure à la force de la pesanteur, le débit de fuite demeure relativement constant pendant toute la durée de l'écoulement.

5.2.2.2 Perforation au-dessus du niveau du liquide: fuite de gaz

Pourcentage de liquide restant en fonction du temps. – La figure 17 permet d'évaluer le pourcentage de liquide restant dans un wagon-citerne en fonction du temps écoulé depuis le moment du bris et en fonction d'un certain nombre de diamètres de l'orifice. Ces diamètres sont des diamètres équivalents et valent pour des orifices de toutes formes. Les conditions étant isothermes, la pression de vapeur et le débit d'émission de vapeurs sont constants.

Débit d'émission de vapeurs en fonction du diamètre de l'orifice. – La figure 18 permet d'évaluer le débit d'émission de vapeurs (kg/s) en fonction du diamètre équivalent de l'orifice situé au-dessus du niveau de liquide. Dans le cas d'un orifice de diamètre donné et, selon les hypothèses qui ont été posées, le débit d'émission de vapeurs sera constant jusqu'à évaporation complète du liquide. Si l'émission de vapeurs se produit à température constante, la vitesse d'émission sera maximisée, ce qui représente le pire scénario et nécessite une évaluation du débit de fuite appropriée. Le seul cas pouvant surpasser de telles conditions est celui d'un déversement de proportions catastrophiques. Les valeurs indiquées à la figure 18 ne dépendent pas de la taille du wagon-citerne, mais elles supposent une température du liquide de 40 °C et une pression de vapeur saturante de 1 600 kPa.

5.2.3 Exemples de calcul

PROBLÈME A

Il y a eu perforation, dans le bas, d'un wagon-citerne contenant 80 000 l d'ammoniac à 40 °C. Le diamètre équivalent de l'orifice est de 150 mm. Quel pourcentage du volume initial de 80 000 l représente le volume de liquide restant après une minute et quel est le débit instantané?

Solution (voir figure 15): si $t = 1$ mn et D = 150 mm, le volume de liquide restant représente 20 p. 100 (soit 16 000 l) du volume initial.

Quel est le débit de fuite?

Solution (voir figure 16): si D = 150 mm, le débit de fuite instantané (q_f) = 800 l/s.

Figure 15

AMMONIAC (anhydre)

POURCENTAGE DE LIQUIDE RESTANT EN FONCTION DU TEMPS ÉCOULÉ

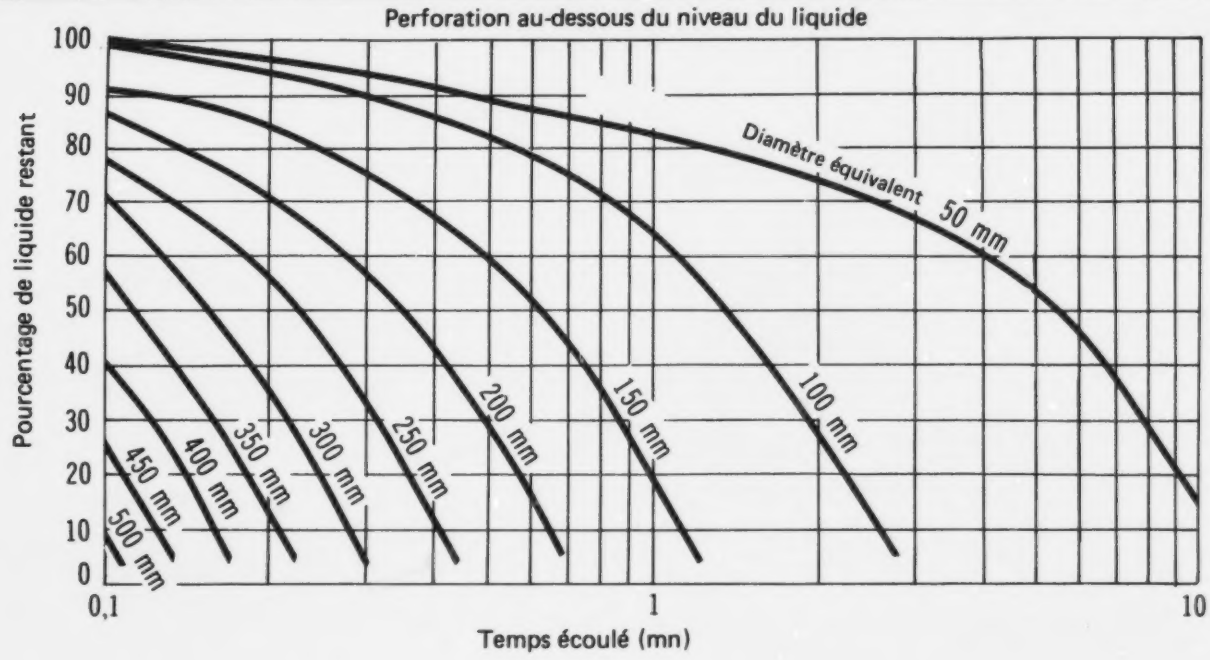


Figure 16

AMMONIAC (anhydre)

DÉBIT DE FUITE EN FONCTION DU DIAMÈTRE DE L'ORIFICE

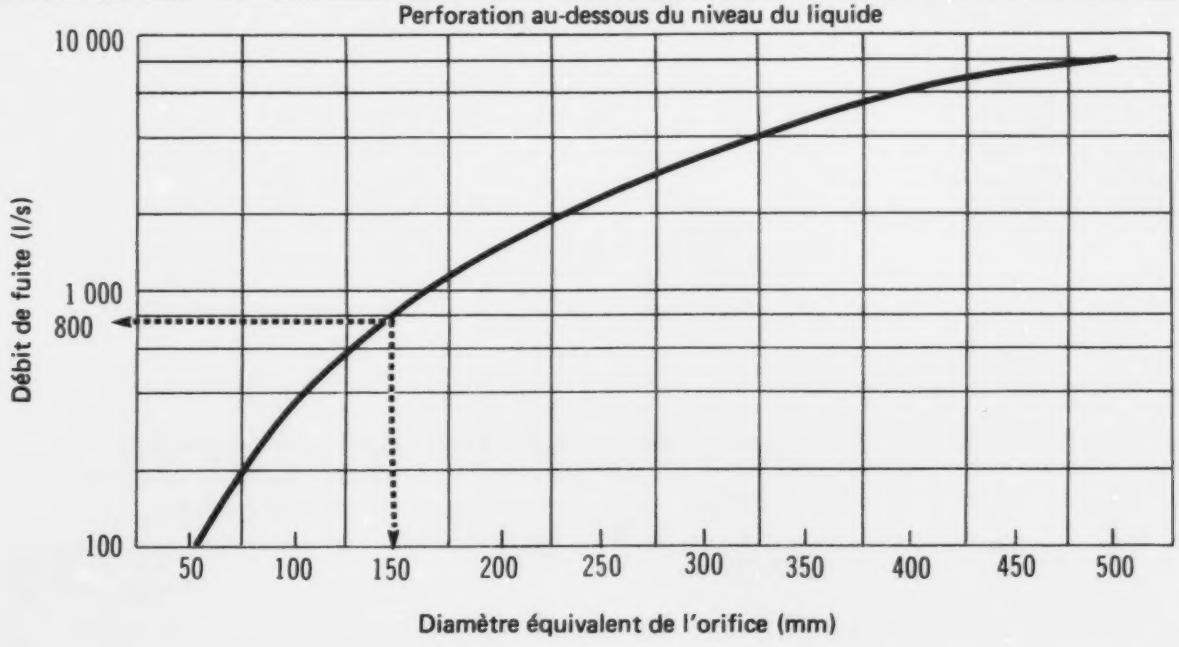


Figure 17

AMMONIAC (anhydre)

POURCENTAGE DE LIQUIDE RESTANT EN FONCTION DU TEMPS ÉCOULÉ

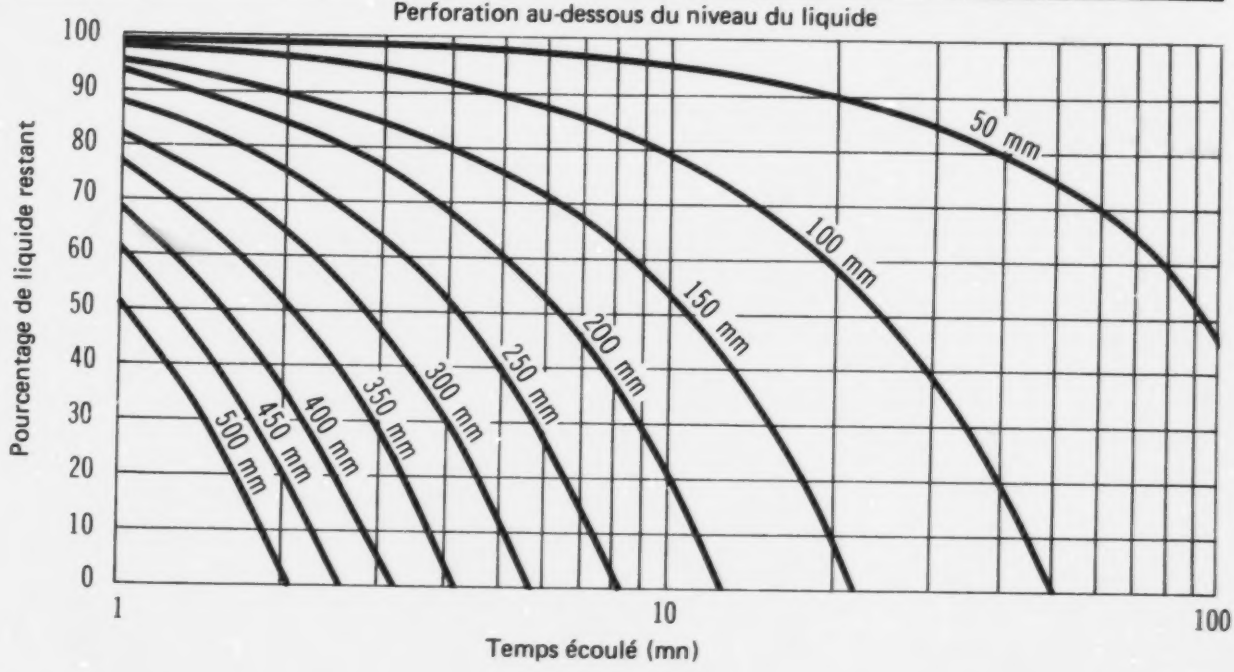
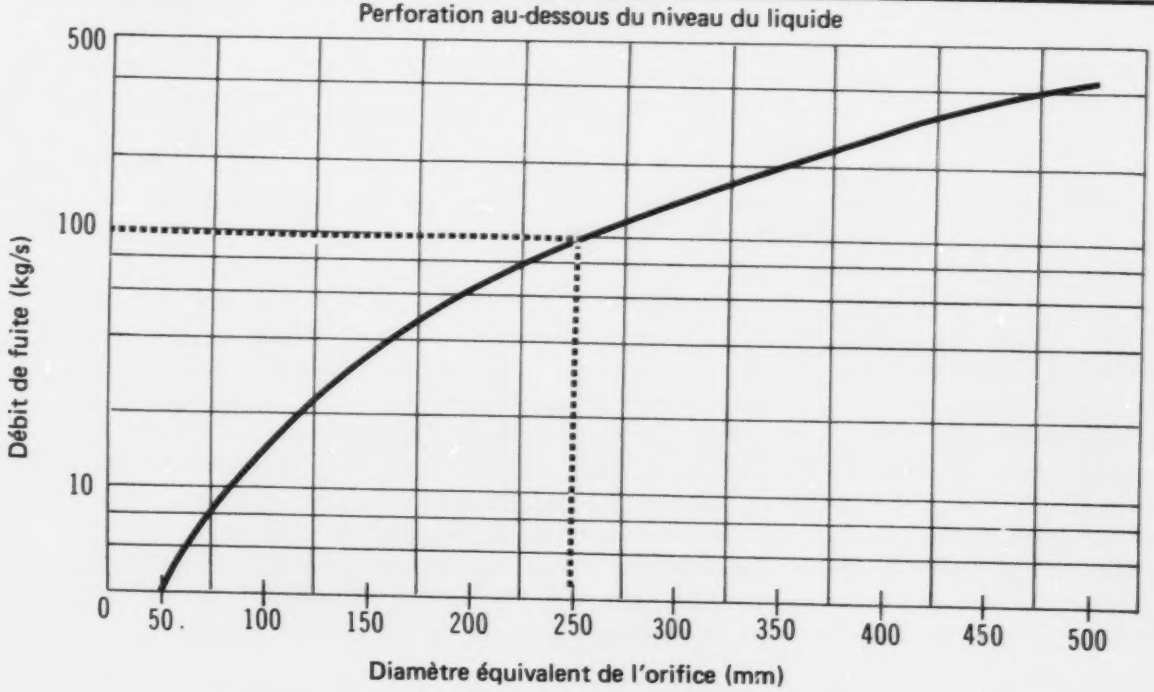


Figure 18

AMMONIAC (anhydre)

DÉBIT DE FUITE EN FONCTION DU DIAMÈTRE DE L'ORIFICE



PROBLÈME B

Le wagon-citerne du problème A a été percé au-dessus du niveau du liquide. L'orifice a un diamètre équivalent de 250 mm.

En combien de temps la citerne se videra-t-elle?

Solution (voir figure 17): si D = 250 mm, la citerne se videra en 8 minutes approximativement.

Quel est le débit d'émission de vapeurs?

Solution (voir figure 18): si D = 250 mm et si les conditions sont isothermes, le débit d'émission de vapeurs sera constant à 100 kg/s.

5.3 Diffusion dans l'atmosphère

5.3.1 Introduction. – Comme l'ammoniac anhydre sous pression est très volatil, l'évaporation du liquide déversé dans l'eau ou sur le sol est très rapide. Le débit d'émission de vapeurs est si rapide qu'on lui attribue un caractère instantané qui se traduit par la formation d'une bouffée. Il ne sera question dans le présent ouvrage que de ce type d'émission de vapeurs. Il faut souligner cependant que le modèle représentant la formation d'une bouffée d'ammoniac anhydre peut surestimer le niveau de gravité du risque d'un déversement, car seulement 20 p. 100 à 50 p. 100 du liquide déversé formeront instantanément une bouffée (Resplandy, 1969).

Il faut souligner également qu'un nuage de vapeurs d'ammoniac, formé à partir d'une masse de liquide ou de gouttelettes à basse température, se comporte comme un gaz plus lourd que l'air, même si la densité de vapeur à la température ambiante est inférieure à celle de l'air. Ce phénomène a été observé au cours de déversements réels et de déversements expérimentaux contrôlés. Les formules gaussiennes classiques ont tendance à donner des panaches (bouffées) plus lourds que l'air qui sont plus étroits que ceux observés dans la réalité. Dans le cas de l'ammoniac, les résultats des calculs sont plus conformes à ceux obtenus avec des panaches réels, car il y a formation d'un aérosol qui se comporte comme un gaz plus lourd que l'air. Les conditions environnementales et les circonstances entourant le déversement influent sur le comportement du nuage de vapeurs. Par exemple, on a montré expérimentalement que, dans les conditions spécifiques de l'expérience (ammoniac liquide déversé sur un plan d'eau), le panache se comporte comme un gaz moins dense que l'air et s'élève en se déplaçant sous le vent (Raj, 1978). Dans le cas d'une fuite instantanée de 28,43 m^3 (7 509 gal) d'ammoniac liquide provenant d'un camion-citerne ayant subi des dommages importants, le panache qui s'est formé à partir de la bouffée initiale s'est élevé dans l'air, créant une situation qui correspond, estime-t-on, au mode de diffusion le moins dangereux. Au moment de l'accident, le temps était humide et ensoleillé, la température variait de 27 °C à 29 °C, et le vent soufflait à 3,13 m/s (7 mi/h). Au cours de deux autres accidents impliquant des wagons-citernes transportant de l'ammoniac liquide, le nuage, dans un cas, a parcouru une distance de plus de 14 km (9 milles) en surface sous l'action d'un vent faible et régulier, et, dans l'autre cas, les conditions météorologiques ont favorisé une teneur en vapeurs élevée au niveau du sol. Dans le premier cas, le rejet initial s'est produit au cours de la nuit à proximité d'un couvert forestier qui a favorisé initialement des teneurs élevées au niveau du sol; pendant ce temps il pleuvait légèrement, la température était d'environ 20 °C, et le vent soufflait à 1,56 m/s (3,5 mi/h). Lors du deuxième accident, la stabilité de l'atmosphère était marquée par une forte inversion de température, et il faisait 16,6 °C. Comme nous l'avons déjà indiqué, les résultats d'études récentes nous portent à conclure que le produit se comporte comme un gaz plus lourd que l'air lorsque l'atmosphère est stable, la température peu élevée et(ou) lorsque la quantité déversée est importante; par contre le produit

se comporte comme un gaz plus léger que l'air si l'atmosphère est instable et la température plus élevée, et lorsque la quantité déversée est moins importante. Les conditions atmosphériques (stabilité et température) sont probablement des facteurs plus importants que la quantité déversée.

Il faut modéliser le transport et la diffusion (turbulente) des vapeurs d'ammoniac dans l'atmosphère pour évaluer les teneurs en vapeurs du côté sous le vent par rapport aux lieux de l'accident et déterminer la zone dangereuse sur le plan de la toxicité et de l'inflammabilité. Les modèles utilisés supposent une répartition gaussienne des teneurs au sein du panache: ce sont les plus répandus pour la prévision des teneurs en polluants. (Le lecteur trouvera de plus amples renseignements dans le Manuel d'introduction Enviroguide.)

La figure 19 schématise la diffusion d'une bouffée de polluant à partir d'un point source instantané dont l'émission est égale à la masse totale de polluant déversé (m).

5.3.2 **Nomogrammes de diffusion de la bouffée de vapeurs.** – Les nomogrammes de diffusion atmosphérique de la bouffée servent à déterminer la zone dangereuse sur le plan de la toxicité et de l'inflammabilité. Les nomogrammes, figures et tableaux présentés ci-après apparaissent dans l'ordre dans lequel ils doivent être utilisés, comme le lecteur pourra s'en rendre compte dans les pages qui suivent.

Tableau 9 Conditions météorologiques (catégories de stabilité)
Figure 21 Teneur uniformisée(1) en vapeurs, calculée en fonction d'une distance donnée sous le vent et pour différentes catégories de conditions météorologiques
Tableau 10 Demi-largeurs maximales de la bouffée de polluant
Figure 24 Distance parcourue par la bouffée, calculée en fonction du temps écoulé depuis le déversement et pour différentes vitesses de vent

La figure 20 indique les étapes à suivre dans le calcul de la diffusion des vapeurs et dans le choix des nomogrammes et des tableaux à utiliser. En fait, ce sont les étapes encadrées par un pointillé qui servent dans la présente section. (Les données relatives au volume total de liquide déversé figurent à la section 5.2.) Le lecteur trouvera dans les paragraphes qui suivent l'information relative à chacun des nomogrammes de diffusion et à son utilisation.

5.3.2.1 **Teneur en vapeurs en fonction de la distance sous le vent.** – La figure 21 illustre la relation qui existe entre la teneur uniformisée en polluant, sous forme de vapeurs, et la distance sous le vent pour les catégories D et F de conditions (météorologiques) de stabilité. Le nomogramme a été établi à l'aide des modèles de diffusion décrits dans le Manuel d'introduction Enviroguide. La teneur en vapeurs est représentée par la teneur uniformisée (Tu/q) au niveau du sol le long de la médiane de la bouffée schématisée. La catégorie F est la moins propice à la diffusion de la bouffée; la catégorie D est la plus fréquente presque partout au Canada. Il faut déterminer la catégorie appropriée (tableau 9) avant d'utiliser la figure 21.

Tableau 9
Catégories de conditions (météorologiques) de stabilité

Catégorie F	Catégorie D
Vitesse du vent < 11 km/h ($\simeq 3$ m/s) et l'une des conditions suivantes: ciel couvert durant le jour; nuit; forte inversion de température	Valable pour toutes les autres conditions

(1) La teneur uniformisée (on dit aussi «normalisée») en vapeurs est représentée par Tu/q, c'est-à-dire la teneur en vapeurs d'ammoniac pour un débit d'émission donné.

Figure 19

AMMONIAC (anhydre)

SCHÉMATISATION D'UNE BOUFFÉE DE POLLUANT

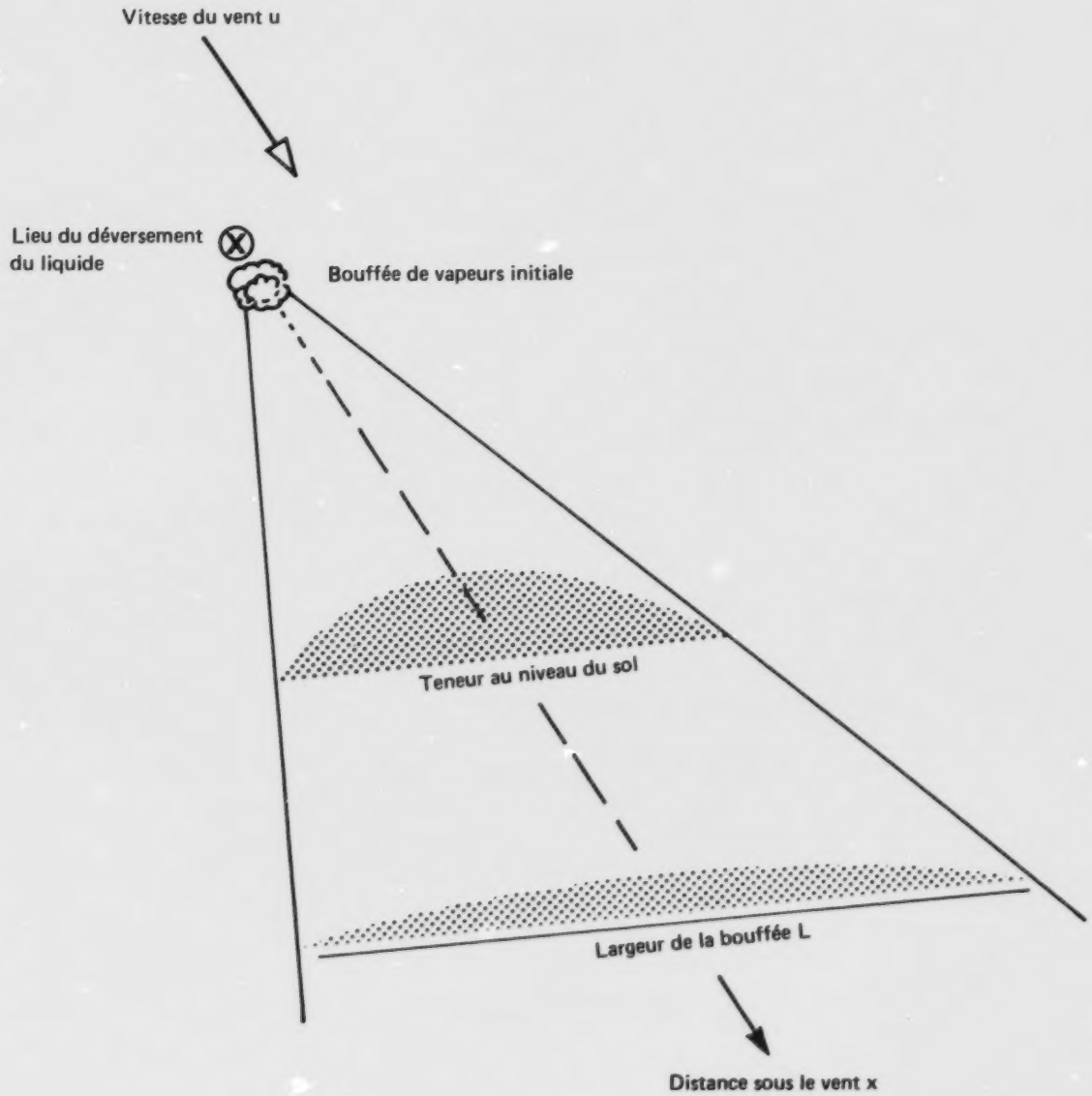


Figure 20

AMMONIAC

ÉTAPES À SUIVRE POUR DÉTERMINER LA ZONE DANGEREUSE

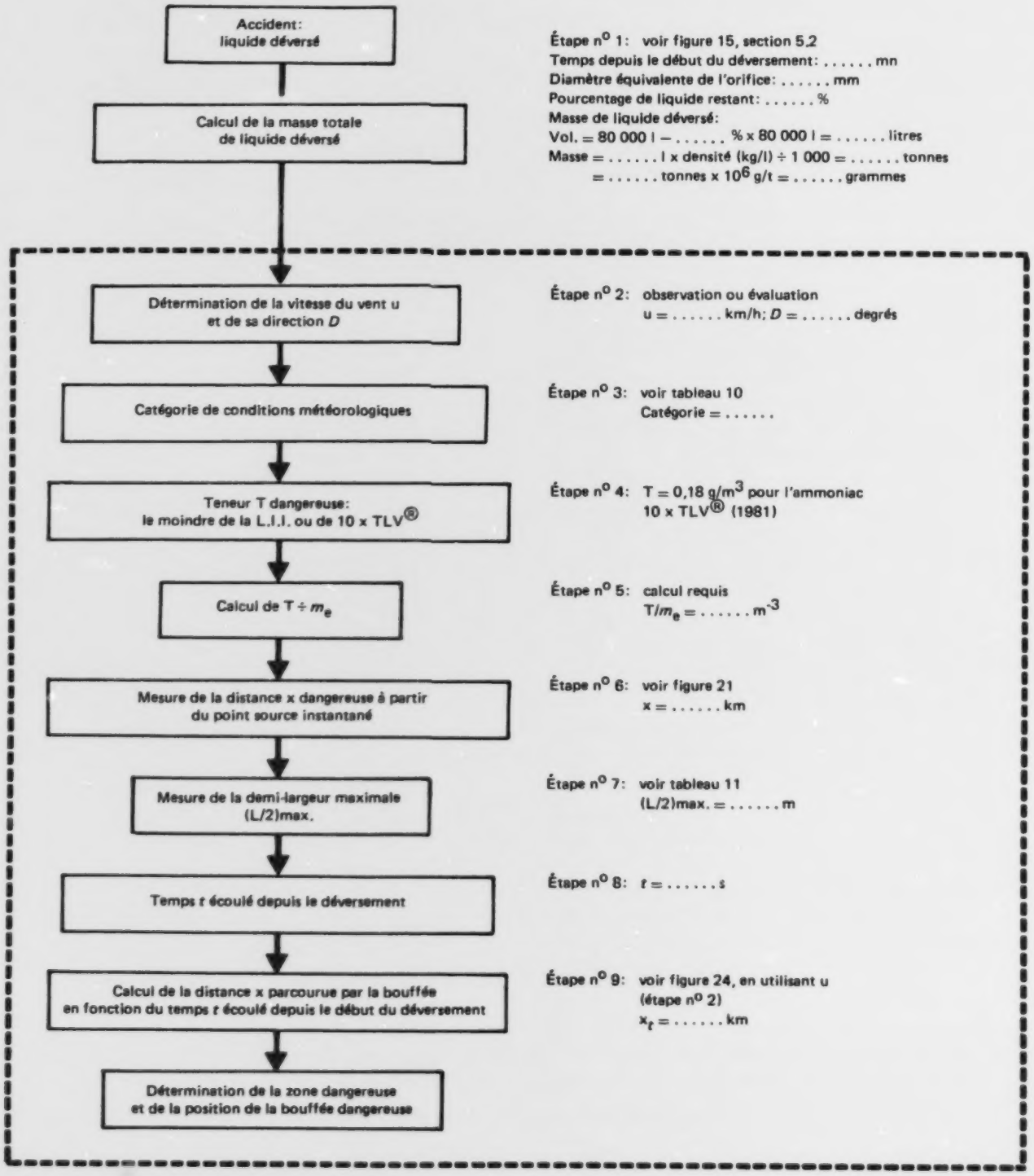
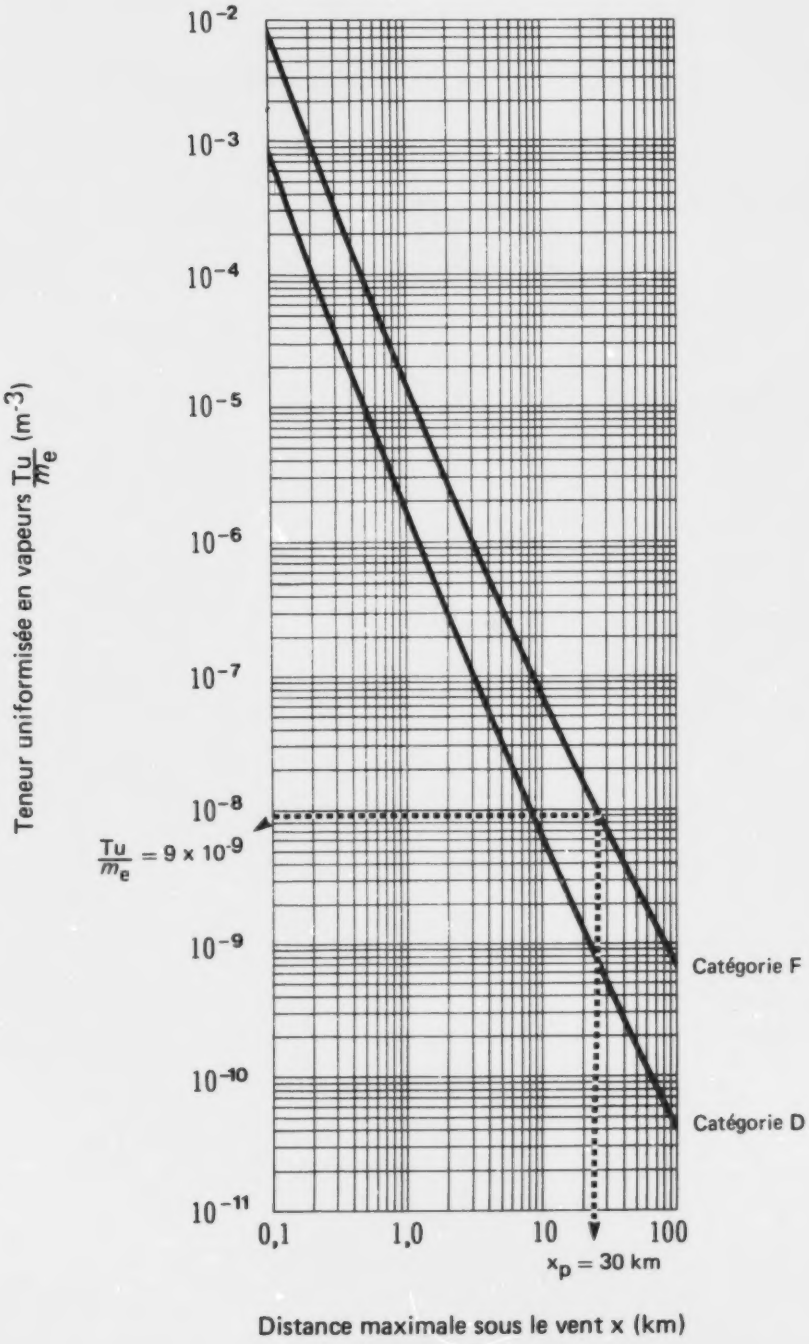


Figure 21

AMMONIAC

TENEUR UNIFORMISÉE EN VAPEURS EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS LE VENT



UTILISATION DU NOMOGRAMME

La distance maximale dangereuse du côté sous le vent x peut être déterminée à l'aide de la figure 21 si l'on possède les données suivantes:

La masse de vapeurs émise m_e (équivalente à la masse déversée);

Vitesse du vent u, en m/s;

Catégorie de conditions (météorologiques) de stabilité;

Teneur T dangereuse limite, soit la valeur la moindre entre 10 fois la *Threshold Limit Value*® (g/m^3) et la limite inférieure d'inflammabilité (g/m^3). Pour convertir la TLV® , et la L.I.I., en g/m^3, utiliser les figures 22 et 23.

Une teneur dangereuse limite, égale à 10 x TLV® , a été choisie de façon arbitraire; elle représente une limite «relativement réaliste» au-delà de laquelle une exposition de courte durée (30 minutes) présente un danger pour la santé. La TLV® est une norme d'exposition de longue durée sur les lieux de travail. Si elle était utilisée comme teneur limite dangereuse, la zone dangereuse atteindrait des proportions démesurées. Il y a lieu de noter que des effets irritants ont été observés à des teneurs égales à 10 fois la valeur de la TLV® (250 ppm, soit 180 mg/m^3), comme le mentionne le chapitre 7.

5.3.2.2 **Demi-largeur maximale de la bouffée dangereuse.** – Le tableau 10 présente des valeurs de la demi-largeur maximale de la bouffée (L/2)max. pour une plage de valeurs m_e, en fonction des catégories de stabilité D et F. Ces valeurs ont été calculées à l'aide des modèles de diffusion expliqués dans le Manuel d'introduction Enviroguide, en supposant une teneur dangereuse limite (ce qu'on appelle communément une teneur maximale admissible) égale à 10 fois la TLV® (soit 10 x 0,018 g/m^3 ou 0,18 g/m^3). La demi-largeur de la bouffée dangereuse représente la demi-largeur du nuage de vapeurs d'ammoniac situé du côté sous le vent et atteignant une teneur égale à 10 x TLV® . Le tableau 10 ne s'applique donc que dans le cas de cette teneur limite de 0,18 g/m^3. À noter que la distance maximale considérée est de 100 kilomètres.

Dans la catégorie (conditions météorologiques) de stabilité D, la plage de vitesses du vent est comprise entre 1 et 30 m/s. Par ailleurs, l'éventail de masses de vapeurs émises m_e va de 0,01 à 5 800 tonnes. Si tout le contenu, soit 80 000 l (17 600 gal imp.) d'un wagon-citerne était déversé, cela représenterait une masse de 545 000 kg (55 tonnes). Le tableau 10, pour la catégorie D, fournit des chiffres calculés en fonction de masses jusqu'à 105 fois plus considérables, pour permettre l'évaluation de déversements plus importants.

Dans la catégorie (conditions météorologiques) de stabilité F, la plage de vitesses du vent s'étend de 1 à 3 m/s. Par ailleurs l'éventail de masses de vapeurs émises m_e couvre de 0,01 à 275 tonnes. Le tableau 10, pour la catégorie F, fournit des chiffres calculés en fonction de masses représentant jusqu'à 5 fois le contenu d'un wagon-citerne standard.

UTILISATION DU NOMOGRAMME

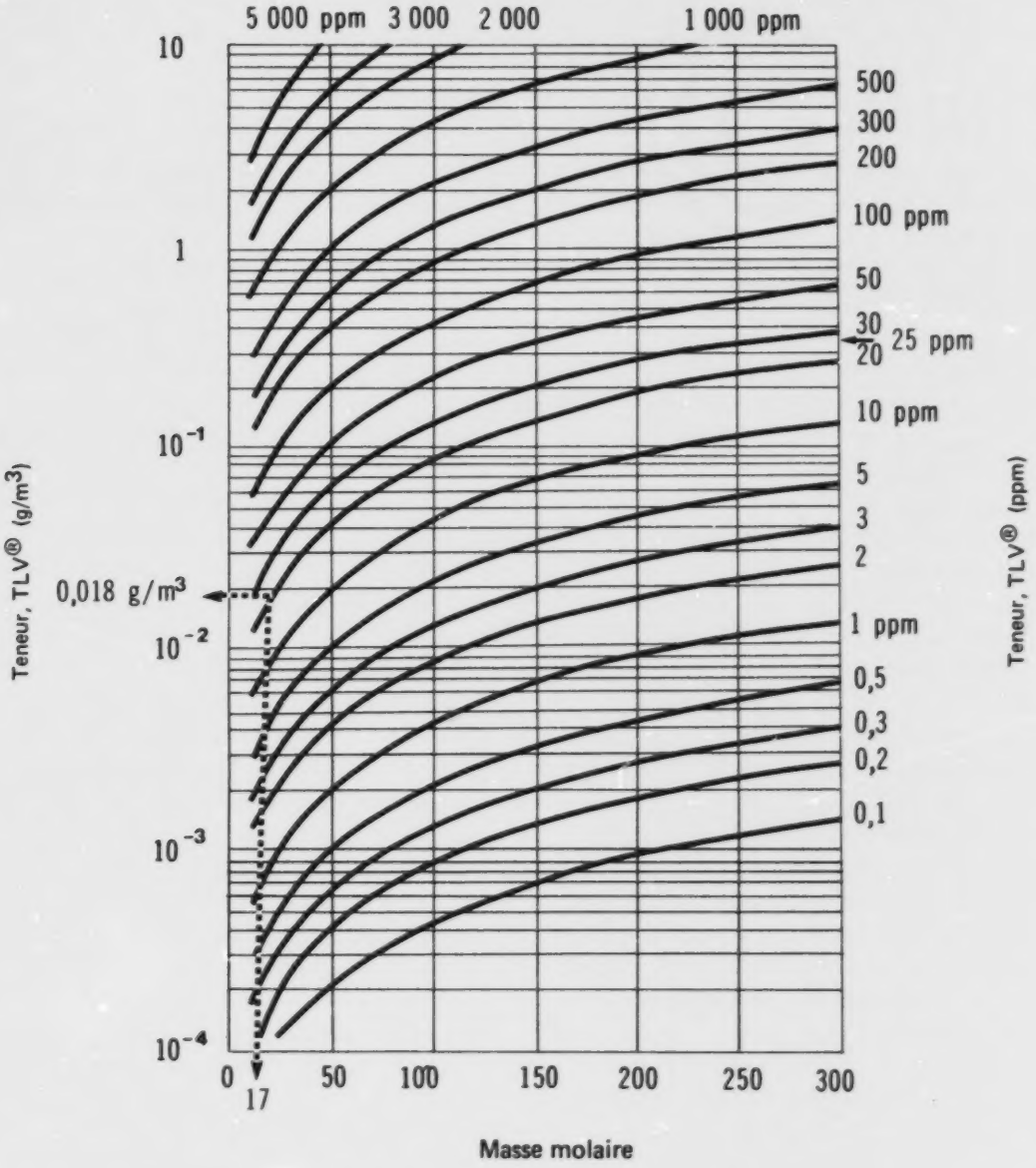
À partir de valeurs connues de m_e et en fonction d'une catégorie donné de stabilité, choisissez la valeur m_e la plus proche fournie dans le tableau et la demi-largeur maximale correspondante. Si vous désirez un résultat un peu plus précis, déterminez par interpolation les valeurs de m_e et (L/2)max. (Voir également l'exemple qui accompagne le tableau 10.)

5.3.2.3 **Distance parcourue par la bouffée en fonction du temps écoulé.** – La figure 24 indique la distance x parcourue par la bouffée après un temps t de déplacement pour une vitesse de vent u donnée. Il s'agit de la représentation graphique de la relation $x_t = ut$ appliquée à un éventail de vitesses de vent courantes.

Figure 22

AMMONIAC

CONVERSION DES UNITÉS DE TLV® (ppm converties en g/m³)



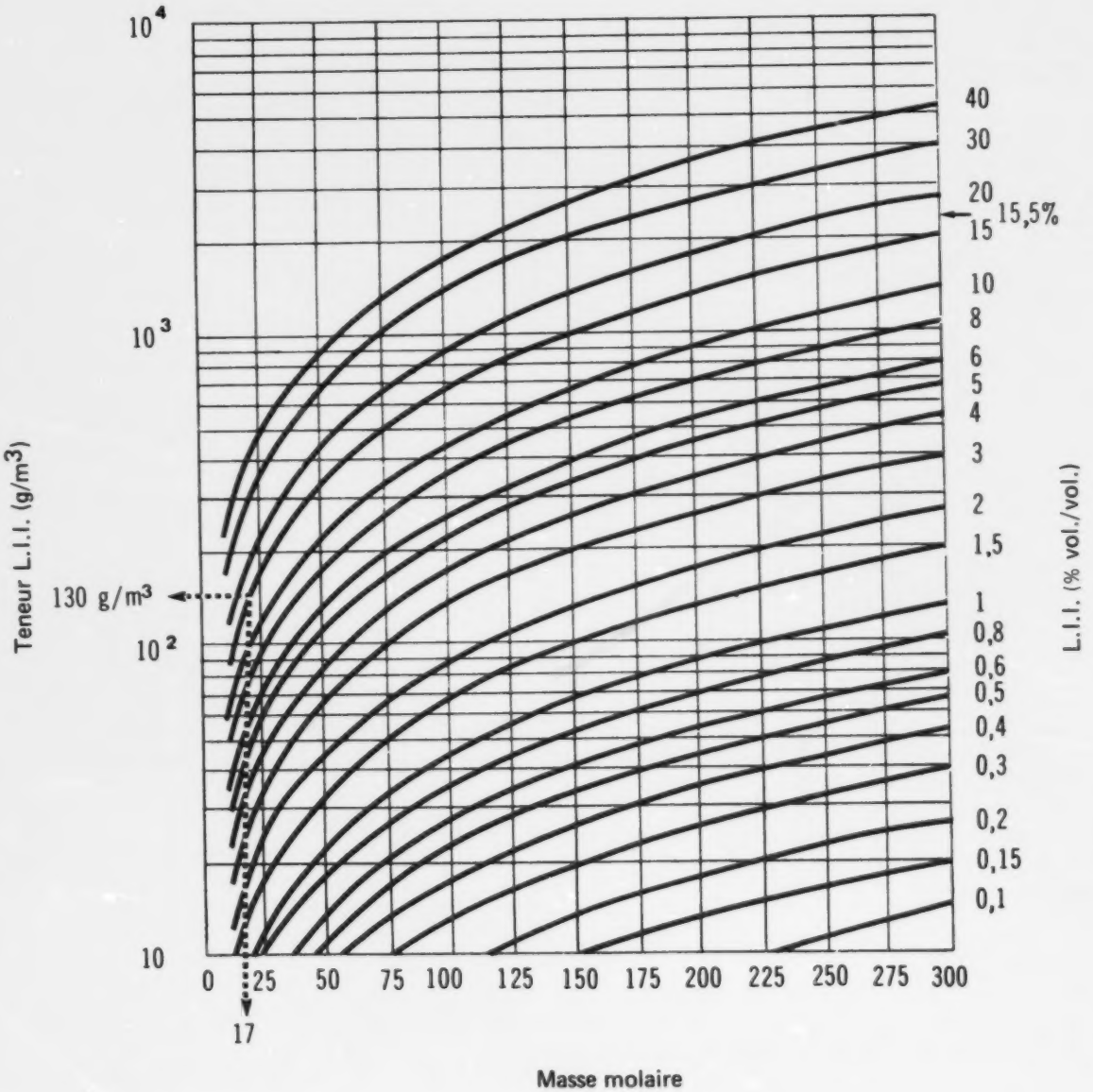
Exemple: M mol. de l'ammoniac = 17, TLV® = 25 ppm, alors TLV® en g/m³ = 0,018.

Remarque. — Ces données ne valent que pour une température de 25 °C et une pression atmosphérique de 760 mm de Hg.

Figure 23

AMMONIAC

CONVERSION DES UNITÉS DE L.I.I.
(pourcentage du volume converti en g/m^3)



Exemple: M mol. de l'ammoniac = 17, L.I.I. = 15,5 p. 100, alors L.I.I. en g/m^3 = 130.

Remarque. — Ces données ne valent que pour une température de 25 °C et une pression atmosphérique de 760 mm de Hg.

Tableau 10
Demi-largeurs maximales de la bouffée dangereuse d'ammoniac

Catégorie de stabilité D			Catégorie de stabilité F		
m_e (tonnes)	(L/2)max. (m)		m_e (tonnes)	(L/2)max. (m)	
5800	4030	(99,5 km)*	275	1870	(100 km)*
5500	3950		250	1810	
5000	3810		200	1640	
4000	3500		150	1450	
3000	3130		100	1220	
2000	2680		75	1075	
1500	2400		50	905	
1000	2060		30	730	
800	1890	m_e = 20 tonnes →	20	610	→ (L/2)max. = 610 m
600	1690		10	455	
400	1450		7,5	410	
300	1300		5	345	
200	1110		2	240	
150	1000		1	185	
100	855		0,75	165	
50	660		0,5	140	
20	475		0,2	100	
10	365		0,1	75	
5	280		0,075	70	
2	200		0,05	60	
1	155		0,01	33	
0,5	120				
0,2	85				
0,1	70				
0,05	55				
0,01	30				

Exemple. – Une masse de 20 tonnes d'ammoniac déversée dans la catégorie de stabilité F donne une demi-largeur maximale de la bouffée dangereuse de 610 m.
Note. – Le tableau vaut pour une teneur en ammoniac égale à 10 x TLV® ou 0,18 g/m^3.
* Les chiffres sont fournis pour une distance maximale sous le vent de 100 km.

UTILISATION DU NOMOGRAMME

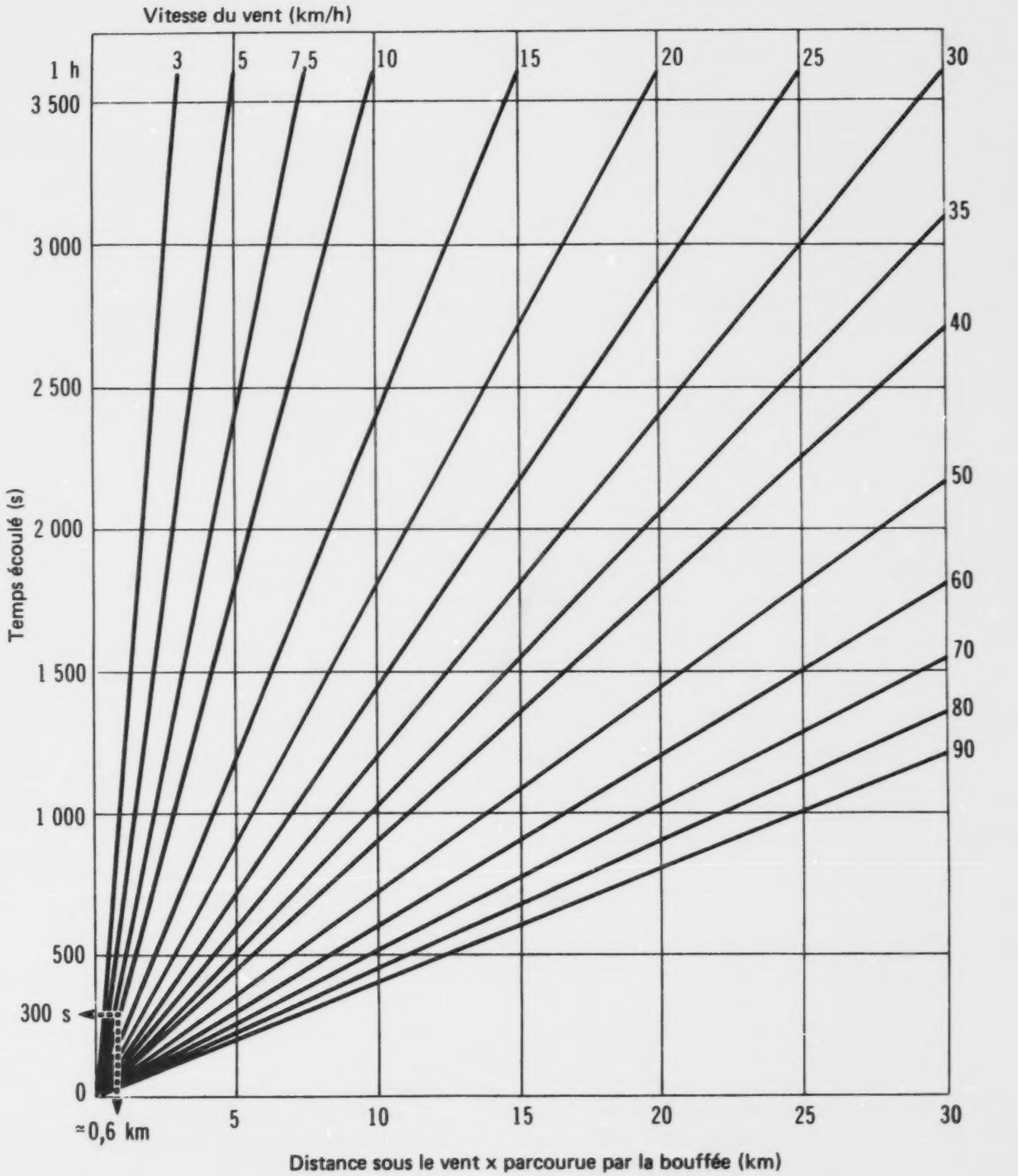
La vitesse du vent u et le temps t de déplacement de la bouffée étant connus, la distance x_t parcourue du côté sous le vent peut être obtenue.

5.3.3 Exemple de calcul. – L'exemple donné ci-dessous illustre les étapes à suivre dans le calcul qui permet de déterminer la zone dangereuse du côté sous le vent du lieu où se produit un déversement. L'utilisateur prendra note des limites des méthodes de calcul décrites dans le présent guide ou dans le Manuel d'introduction Enviroguide. Les estimations ne valent que pour les conditions précisées. Il est souhaitable que l'utilisateur, dans un cas de déversement réel, se serve de données connues ou observables (par exemple en ce qui concerne la masse déversée).

Figure 24

AMMONIAC

DISTANCE PARCOURUE PAR LA BOUFFÉE EN FONCTION DU TEMPS ÉCOULÉ



DONNÉES DU PROBLÈME

Au cours de la nuit, vers 2 h, 20 tonnes d'ammoniac anhydre ont été déversées sur un sol plat. Il est maintenant 2 h 05. La température est de 20 °C et le vent souffle du nord-ouest à une vitesse de 7,5 km/h. Déterminer la zone de vapeurs dangereuses.

ÉTAPES DU CALCUL

Étape 1 La masse de liquide déversée est de 20 tonnes; m = 20 tonnes ou 20 x 10^6 g.

Étape 2 Déterminer la vitesse du vent u et sa direction D.
Utiliser l'information accessible sur les conditions météorologiques, de préférence à partir d'observations faites sur le terrain. Ici:
u = 7,5 km/h; u = 7,5 ÷ 3,6 = 2,1 m/s;
D = N.-O. ou 315° (D = direction d'où souffle le vent).

Étape 3 Déterminer la catégorie appropriée de conditions météorologiques.
Le tableau 9 permet d'établir qu'il s'agit de la catégorie F, puisque u < 11 km/h et que le déversement se produit au cours de la nuit.

Étape 4 Déterminer la teneur T dangereuse limite.
Opter pour la valeur la moindre entre 10 x TLV® et la limite inférieure d'inflammabilité; dans le cas présent, T = 0,18 g/m^3 (TLV® = 0,018 g/m^3 et la L.I.I. = 130 g/m^3).

Étape 5 Calculer T/m_e

$$T/m_e = \frac{0{,}18}{2 \times 10^7} = 9 \times 10^{-9}\ m^{-3}$$

Étape 6 Calculer la distance dangereuse (x) à partir du point source instantané.
Voir figure 20. Pour une catégorie F de conditions météorologiques, si T/m_e = 9 x 10^{-9} m^{-3}, x ≃ 30 km.

Étape 7 Calculer la demi-largeur maximale de la bouffée dangereuse.
Se servir du tableau 10. Comme m_e = 20 tonnes, sous la catégorie F de conditions météorologiques (L/2)max. = 610 m.

Étape 8 Déterminer le temps t écoulé depuis le début du déversement,
t = 5 mn x 60 = 300 s.

Étape 9 Calculer la distance sous le vent x parcourue par la bouffée depuis le début du déversement.
Se servir de la figure 24. Comme t = 300 s et u = 7,5 km/h.
x_t = 0,6 km (plus précisément: ut = 2,1 m/s x 300 s = 630 m = 0,63 km).

Étape 10 Schématiser la zone dangereuse.
Cela se fait en formant un rectangle dont deux des côtés opposés mesurent (chacun) deux fois la demi-largeur maximale de la bouffée dangereuse (640 m), alors que les deux autres côtés mesurent (chacun) l'équivalent de la distance maximale dangereuse sous le vent à partir du point source instantané, soit 30 km, et sont orientés dans la direction du vent (voir figure 25).
Si le vent ne fluctue que de 20° (315° ± 10°), le schéma de la zone dangereuse correspond à la figure 26.
Remarque. – Au cours des 5 minutes qui se sont écoulées depuis le début du déversement, la bouffée a franchi seulement 0,63 km. Sous un vent de 7,5 km/h, il s'écoulerait encore 235 minutes avant que la bouffée ne franchisse la distance maximale dangereuse sous le vent, soit 30 km.

Figure 25

AMMONIAC

ZONE DANGEREUSE MAXIMALE SOUS UN VENT INVARIABLE
EXEMPLE DE PROBLÈME

Direction et vitesse du vent = 315° (N.-O.) à 7,5 km/h

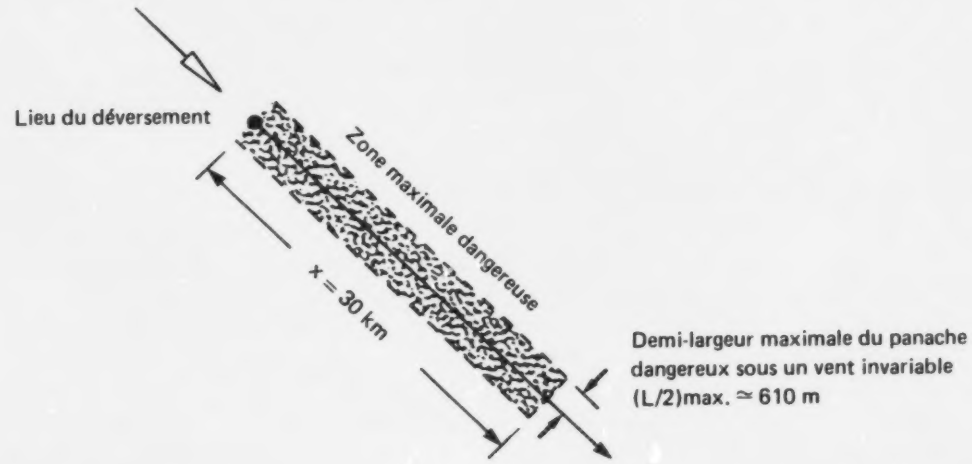
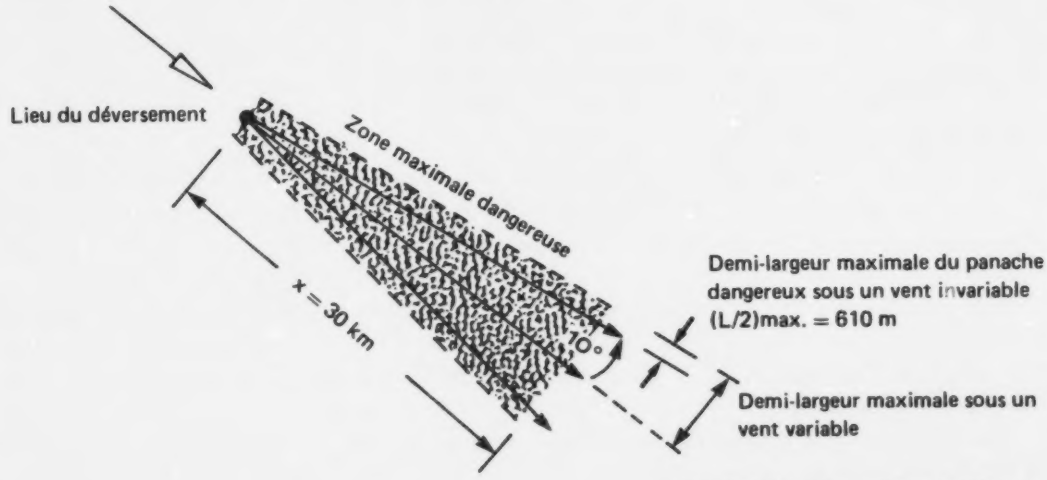


Figure 26

AMMONIAC

ZONE DANGEREUSE MAXIMALE SOUS UN VENT VARIABLE
EXEMPLE DE PROBLÈME

Direction et vitesse du vent = 315° (N.-O.) ± 10° à 7,5 km/h



= x X 1 000 X tangente 10° + (L/2)max.
= 30 X 1 000 X tangente 10° + 610 m
= 5 900 m ou 5,9 km

5.4 Comportement dans l'eau

5.4.1 Introduction. – Déversé dans l'eau, l'ammoniac bout violemment et s'évapore partiellement. Comme l'ammoniac se dissout (approximativement 70 p. 100 ou un peu moins) rapidement dans l'eau, il forme une solution aqueuse.

Deux cas ont été considérés dans la préparation des nomogrammes. Dans le premier cas, l'étalement a été estimé en supposant qu'aucune quantité d'ammoniac liquide ne s'est dissoute dans l'eau et que les seules pertes sont dues à l'évaporation. Dans le deuxième cas, la pollution de l'eau a été estimée en supposant que tout l'ammoniac s'est dissous dans l'eau et qu'il n'y a aucune perte par évaporation. Ces deux cas représentent les pires situations en ce qui concerne l'étalement d'ammoniac sur l'eau et la pollution de l'eau due à la dissolution de l'ammoniac dans l'eau.

5.4.2 Étalement sur l'eau. – La vitesse d'étalement du produit sur l'eau dépend des rapports de forces qui favorisent l'étalement comme la gravité et la tension superficielle et celles qui s'y opposent comme l'inertie et la viscosité. Comme les liquides cryogéniques tels que l'ammoniac s'évaporent rapidement, on estime que seule l'action initiale de la gravité et de l'inertie s'applique au processus d'étalement (Raj, 1974). L'étendue maximale de la nappe de liquide déversé dépend dans une grande mesure de la vitesse d'évaporation.

Les équations qui décrivent l'étalement d'une nappe d'ammoniac déversé dans l'eau sont présentées dans le Manuel d'introduction Enviroguide. Pour préparer le nomogramme, on a supposé que la température de l'eau était de 20 °C, ce qui représente un maximum acceptable à la surface d'une étendue d'eau au cours de l'été au Canada. Dans de telles conditions, le liquide déversé s'étale au maximum en supposant qu'il n'y ait aucune dissolution du produit dans l'eau.

5.4.3 Dissolution dans l'eau. – Dans le deuxième cas, on a posé comme hypothèse que tout le sulfure d'hydrogène liquide déversé se dissout rapidement et qu'il n'y a aucune perte par évaporation. En général, le phénomène de mélange et de dissolution peut être décrit par les équations de diffusion classique, comportant un ou plusieurs coefficients de diffusion. Dans les rivières, le mélange est surtout le résultat d'un écoulement turbulent; alors que dans une étendue d'eau calme, il s'effectue par diffusion moléculaire.

Pour évaluer la teneur en polluant de l'eau d'une rivière en aval d'un lieu de déversement, les auteurs ont utilisé un modèle de diffusion turbulente. Ce modèle s'applique aux liquides miscibles dans l'eau, de densité équivalente à celle de l'eau et aux solides qui se dissolvent dans l'eau. Comme la densité relative de l'ammoniac est inférieure à celle de l'eau, la teneur maximale devrait être observée près de la surface de l'eau.

Le modèle utilisé est unidimensionnel; il établit un canal rectangulaire théorique et suppose une teneur uniforme en polluant dans toute section donnée de l'écoulement (section mouillée). En pratique, une telle uniformité n'est possible qu'en des points situés assez loin en aval du lieu du déversement, là où les mécanismes de mélange et de turbulence ont joué suffisamment pour produire une répartition égale de l'ammoniac dissout à travers le canal. Le modèle s'applique aux rivières dont le rapport largeur/profondeur est inférieur à 100. Il postule également un coefficient de rugosité de Manning de 0,03. (Pour plus de détails au sujet de ce modèle, voir le Manuel d'introduction Enviroguide.)

En ce qui a trait à la diffusion moléculaire dans une étendue d'eau calme, aucun modèle n'a été élaboré. Les auteurs ont établi des nomogrammes permettant de délimiter la zone dangereuse et de calculer la teneur moyenne dans cette zone en fonction de la masse de liquide déversé, indépendamment du temps écoulé.

5.4.4 Nomogrammes. – Le lecteur trouvera ci-dessous la liste des nomogrammes servant à déterminer l'étalement en eau calme (aucune dissolution), et les teneurs en polluant dans les rivières non soumises aux marées et dans les étendues d'eau calme (aucune évaporation).

A. – Étalement en eau calme

Figure 27 Rayon maximal de la nappe en fonction de la masse déversée et temps nécessaire à l'évaporation totale

B. – Diffusion dans les rivières non soumises aux marées

Figure 29 Distance en fonction du temps pour une plage de vitesses moyennes de l'écoulement

Figure 30 Rayon hydraulique en fonction de la largeur du canal pour une plage de profondeur du canal (hauteur d'eau)

Figure 31 Coefficient de diffusion turbulente en fonction du rayon hydraulique pour une plage de vitesses moyennes de l'écoulement

Figure 32 Alpha* en fonction du coefficient de diffusion turbulente pour différentes valeurs de temps écoulé

Figure 33 Delta* en fonction de alpha pour différentes masses de liquide déversé

Figure 34 Teneur maximale en fonction de delta pour des sections mouillées de différentes surfaces

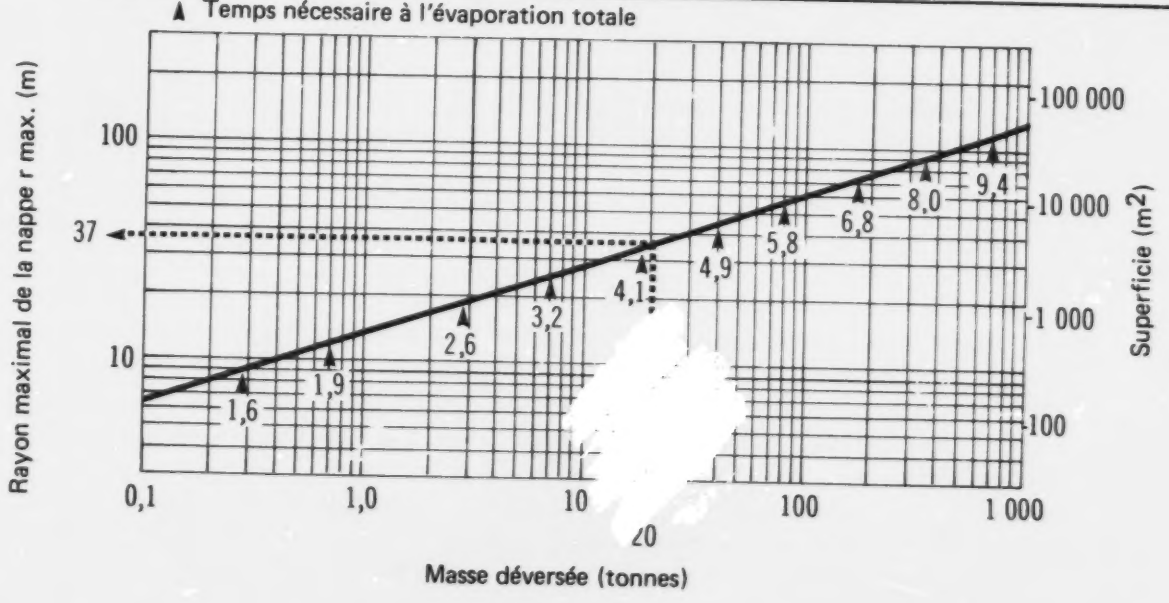
---

* Alpha et delta ne sont que des facteurs de conversion: leur utilité est de faciliter le calcul des teneurs en aval du lieu du déversement.

Figure 27

AMMONIAC (anhydre)

RAYON MAXIMAL DE LA NAPPE EN FONCTION DE LA MASSE DÉVERSÉE



C. – Dissolution dans les étendues d'eau calme ou les lacs (au repos)

Figure 25 Volume d'eau en fonction du rayon de la zone dangereuse pour différentes profondeurs du lac (hauteurs d'eau)

Figure 36 Teneur moyenne en fonction du volume d'eau de la zone dangereuse pour différentes masses de liquide déversé

5.4.4.1 Rayon maximal de la nappe en fonction de la masse déversée. – La figure 27 fournit un moyen simple d'estimer le rayon maximal de la nappe d'ammoniac si la masse déversée est connue. Le nomogramme est basé sur des données présentées dans le Hazard Assessment Handbook (CHRIS, 1974) et sur un modèle mathématique de l'étalement et de l'évaporation simultanés d'un liquide cryogénique déversé dans l'eau (Raj, 1974). L'échelle des minutes du nomogramme permet d'estimer le temps nécessaire à l'évaporation complète de la nappe. Les intervalles étant courts, on n'a pas tracé l'échelle de temps complète de l'étalement de la nappe. De la même façon, la distance parcourue par la nappe sous l'effet des vents ou du courant de surface n'a pas été incluse dans les calculs.

5.4.4.2 Teneur en polluant dans les rivières non soumises aux marées. – La figure 28 présente les étapes à suivre pour évaluer la teneur en un point en aval après un déversement et indique les nomogrammes à utiliser; ces derniers (figures 29 à 34) sont expliqués dans les paragraphes qui suivent.

5.4.4.2.1 Nomogrammes de diffusion dans les rivières non soumises aux marées

Figure 29 Distance en fonction du temps. – Le graphique montre les relations entre la vitesse moyenne de l'écoulement, le temps écoulé et la distance parcourue. Pour une vitesse moyenne de l'écoulement V donnée, le temps t que met le polluant pour atteindre un point situé à une distance x donnée en aval du lieu du déversement peut être obtenu rapidement à l'aide de ce graphique.

Figure 30 Rayon hydraulique en fonction de la largeur du canal. – Le modèle choisi pour évaluer la teneur en polluant en aval du lieu du déversement comporte un canal rectangulaire théorique de largeur L, ayant une hauteur d'eau h. Le rayon hydraulique r doit être connu pour calculer le coefficient de diffusion turbulente E. Le rayon hydraulique lui-même correspond au rapport de la surface de la section s mouillée (ou section de l'écoulement) au périmètre mouillé B. La figure 30 permet de déterminer le rayon hydraulique d'un canal à partir de la largeur de ce dernier et de la hauteur d'eau.

Figure 31 Coefficient de diffusion turbulente en fonction du rayon hydraulique. – Les données connues sur le rayon hydraulique r et sur la vitesse moyenne de l'écoulement V permettent de déterminer le coefficient de diffusion turbulente E.

Figure 32 Alpha en fonction du coefficient de diffusion turbulente. – Le nomogramme permet d'obtenir le facteur de conversion α; ce dernier est fonction du coefficient de diffusion turbulente E et du temps t requis pour atteindre un point situé en aval du lieu du déversement.

Figure 33 Delta en fonction de alpha. – Un second facteur de conversion, delta (Δ), est requis pour évaluer la teneur en polluant en un point donné. Delta est fonction d'alpha et de la masse de liquide déversé.

Figure 34 Teneur maximale en fonction de delta. – Il s'agit de la dernière étape dans la détermination de la teneur maximale en polluant en un point situé en aval du lieu du déversement. En se servant du facteur delta et connaissant la surface de la section mouillée s, le lecteur

Figure 28

AMMONIAC

ÉTAPES À SUIVRE POUR CALCULER LA TENEUR EN POLLUANT DANS UNE RIVIÈRE NON SOUMISE AUX MARÉES

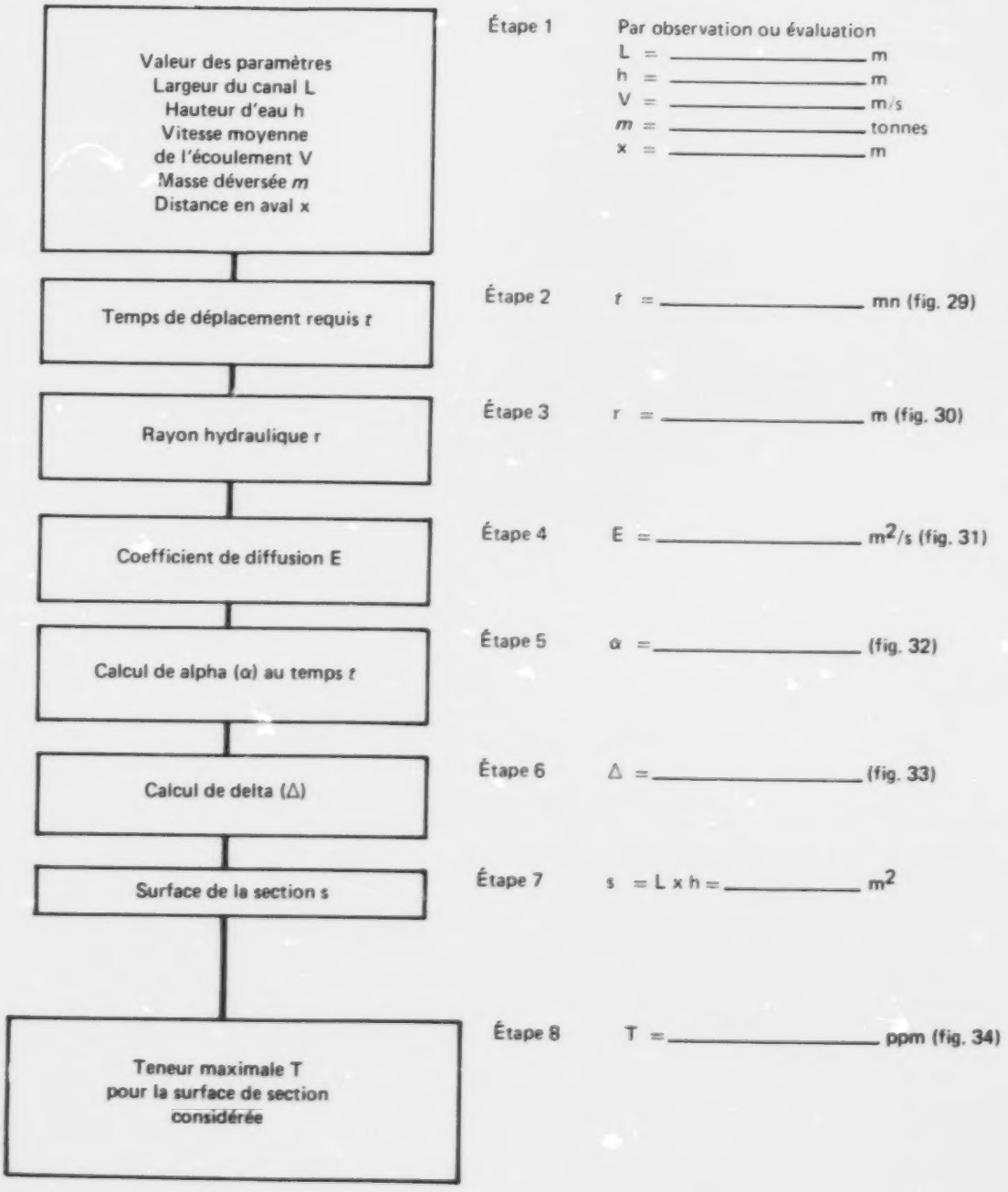


Figure 29

AMMONIAC — DISTANCE EN FONCTION DU TEMPS

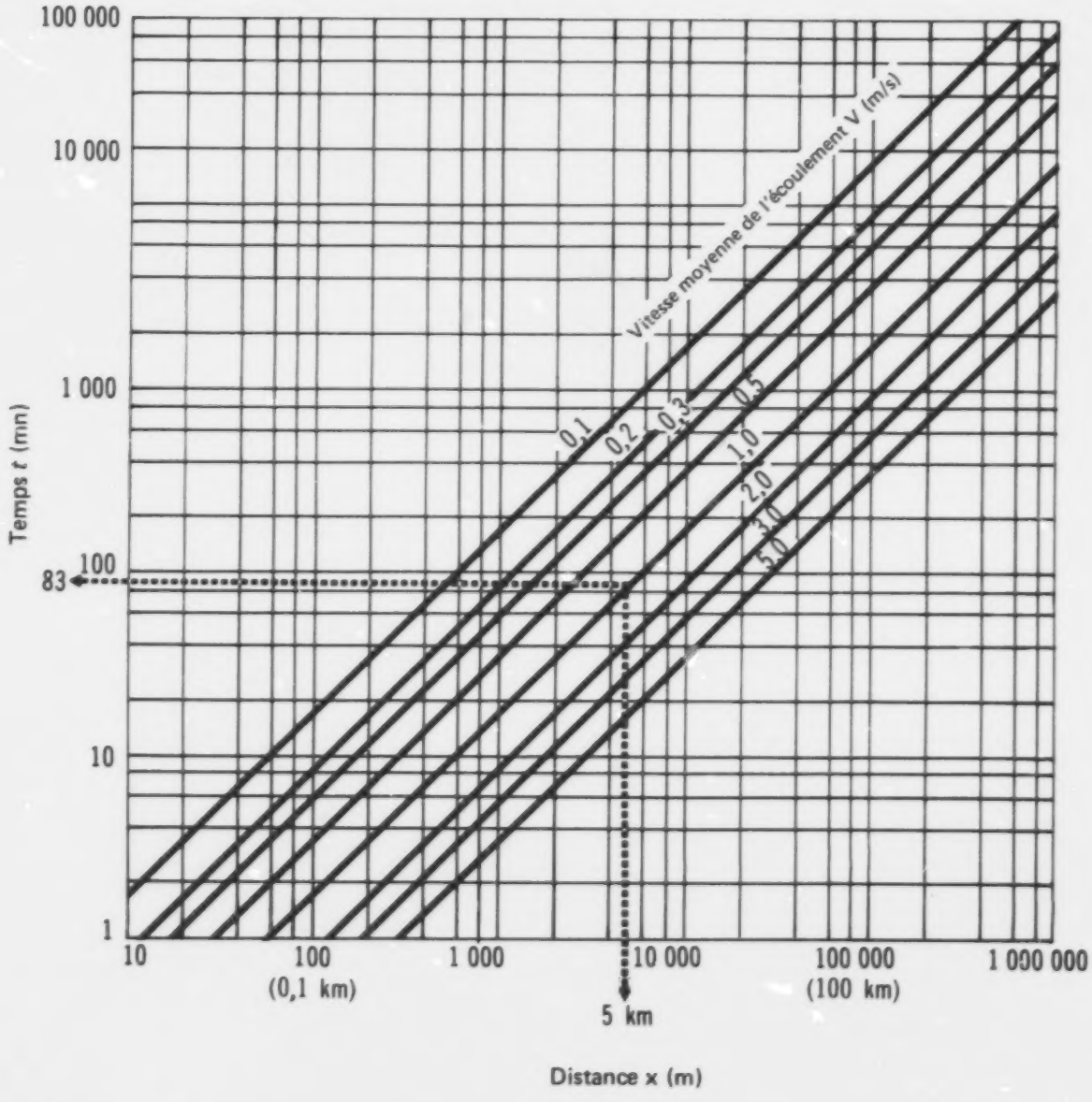


Figure 30

AMMONIAC

RAYON HYDRAULIQUE EN FONCTION DE LA LARGEUR DU CANAL

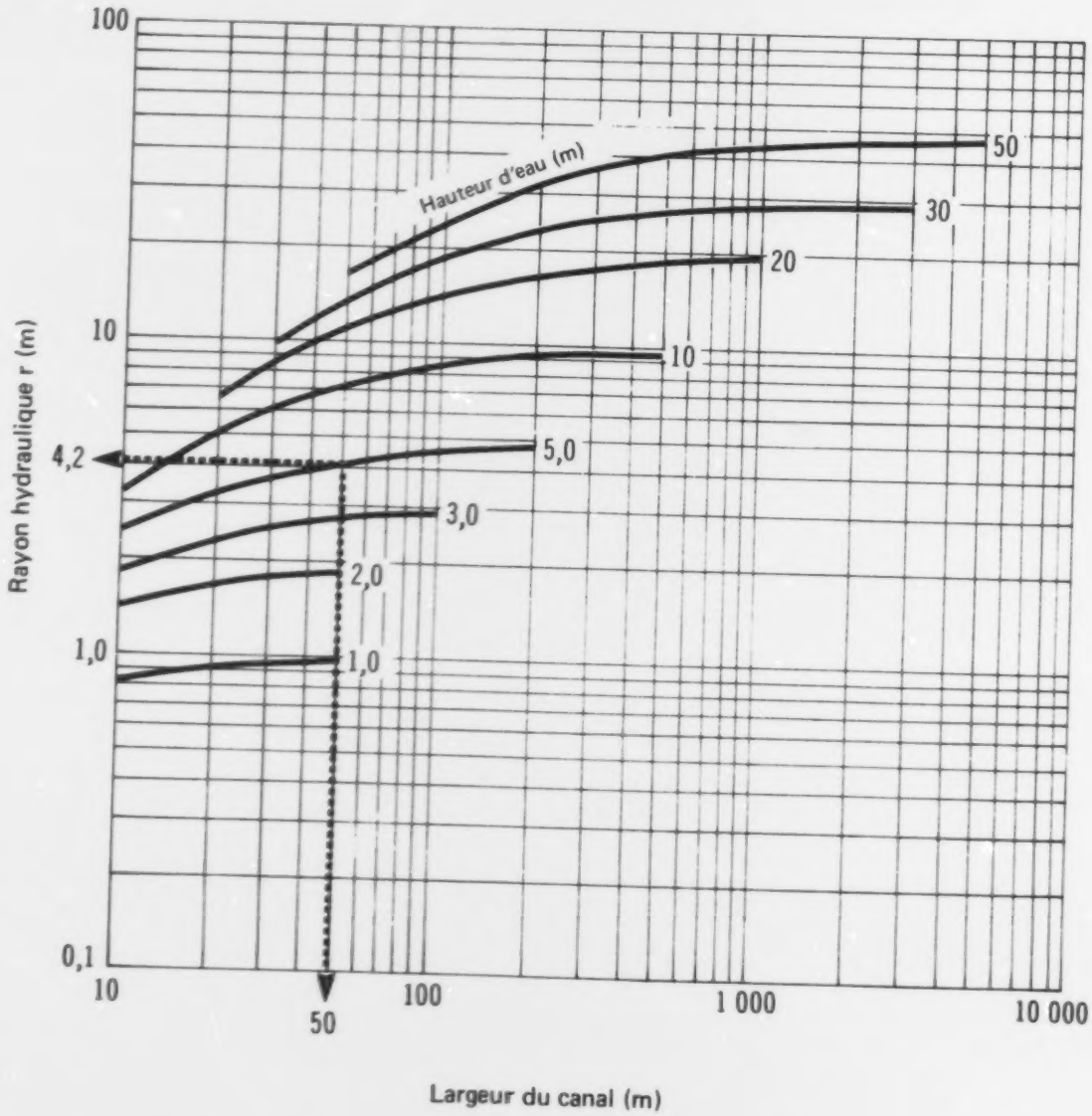


Figure 31

AMMONIAC

COEFFICIENT DE DIFFUSION TURBULENTE EN FONCTION DU RAYON HYDRAULIQUE

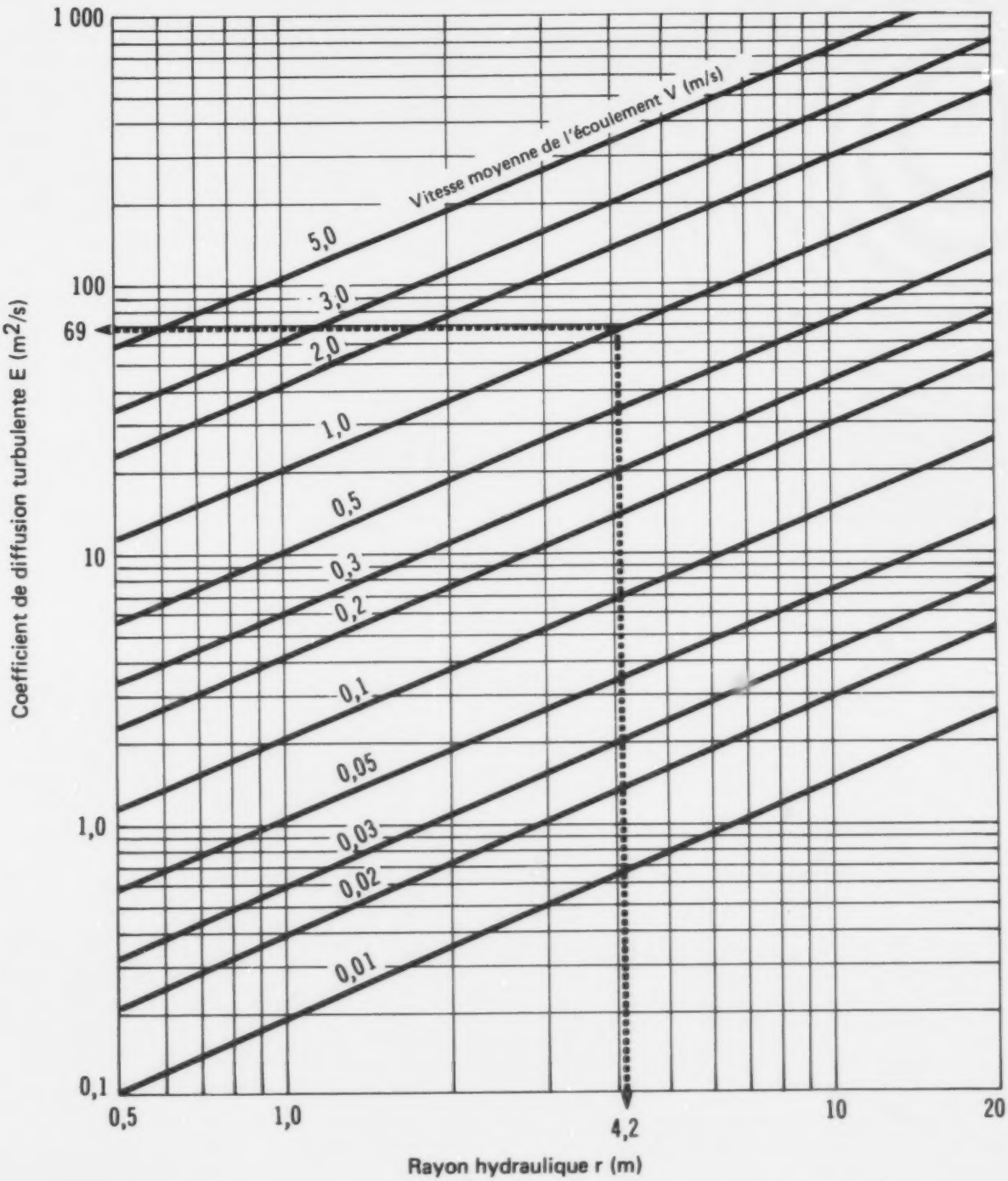


Figure 32

AMMONIAC

ALPHA EN FONCTION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION TURBULENTE

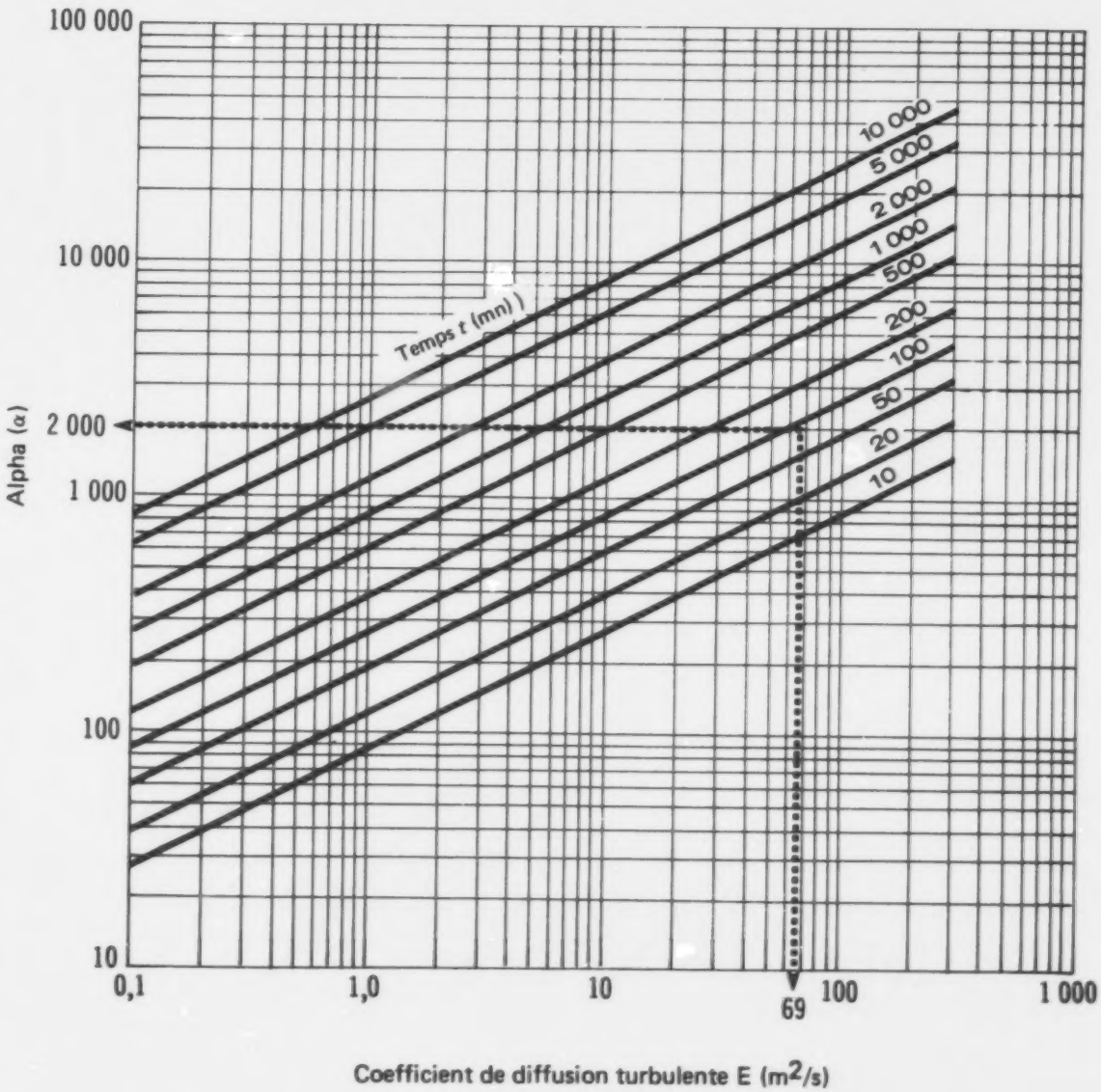


Figure 33

AMMONIAC — DELTA EN FONCTION DE ALPHA

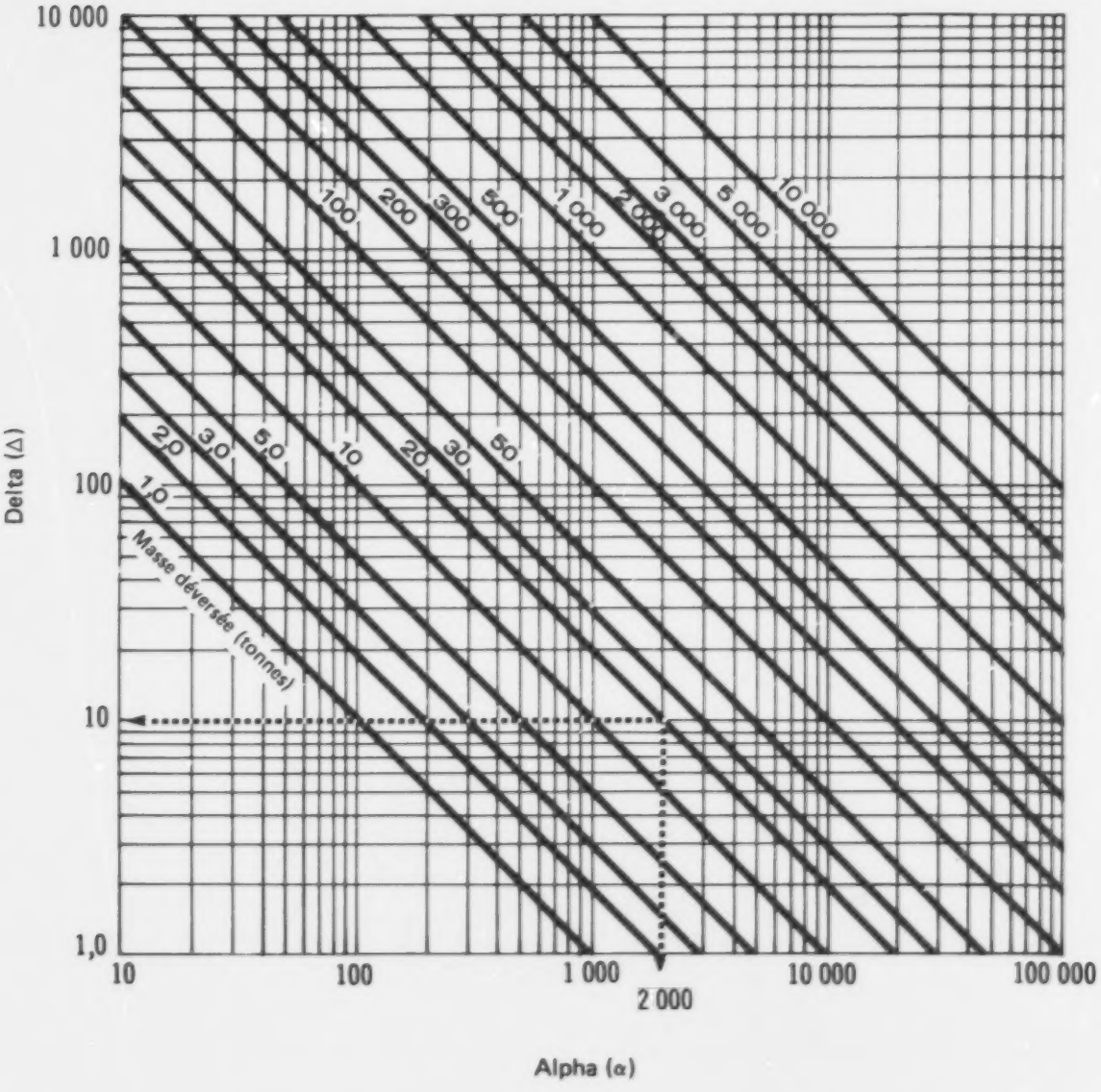
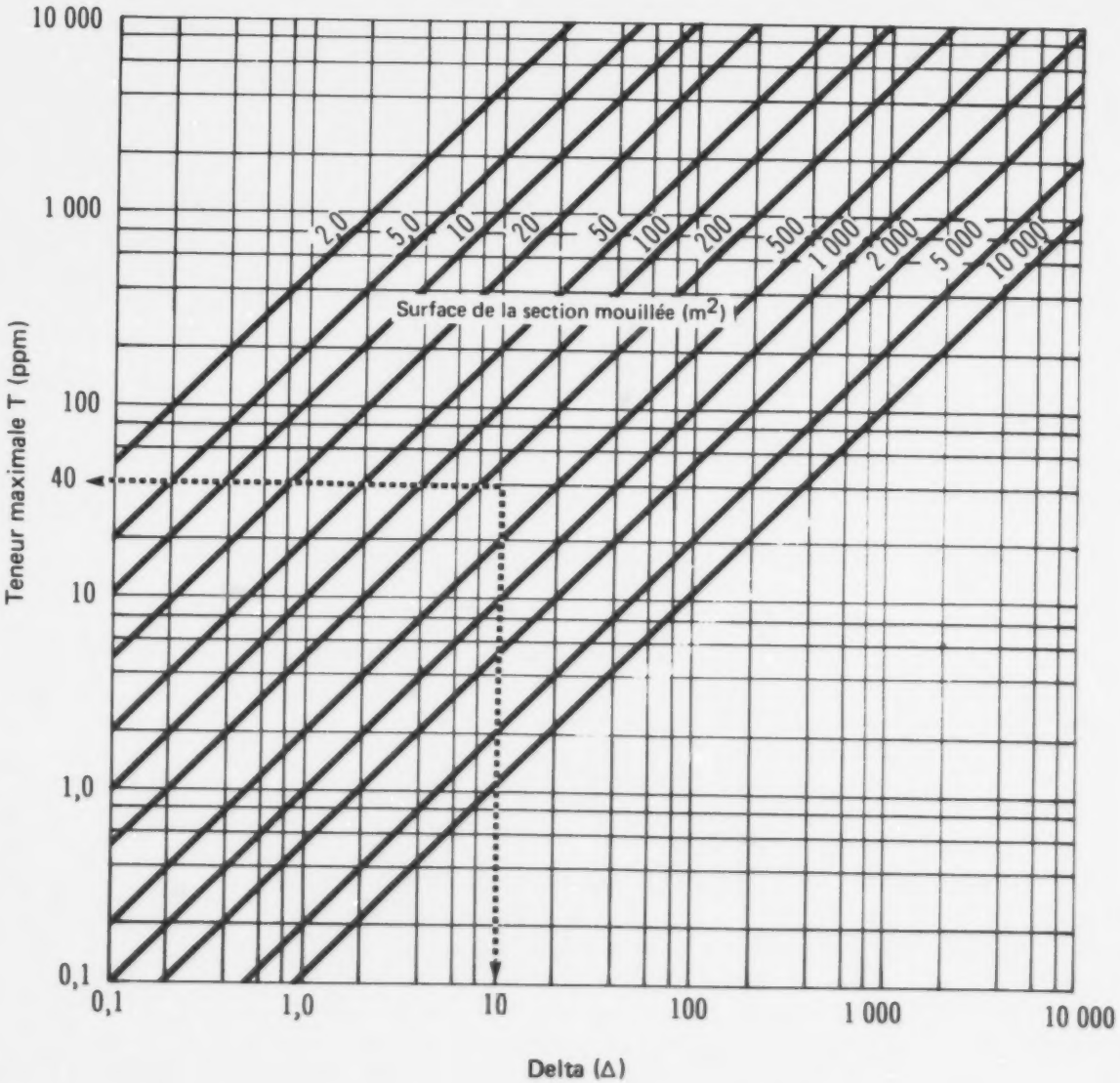


Figure 34

AMMONIAC

TENEUR MAXIMALE EN FONCTION DE DELTA



trouve rapidement la teneur. La valeur obtenue vaut pour les liquides miscibles dans l'eau, de densité équivalente à celle de l'eau, et pour les solides solubles dans l'eau; elle variera quelque peu dans le cas de polluants dont la densité relative est supérieure ou inférieure à celle de l'eau.

5.4.4.3 Nomogrammes de diffusion dans les étendues d'eau calme ou les lacs (au repos)

Figure 35 Volume d'eau en fonction du rayon. – L'étendue d'eau calme (ni vent, ni courant) touchée par le déversement d'un liquide miscible (dans l'eau), de densité équivalente à celle de l'eau, est représentée par un cylindre théorique de rayon r et de longueur égale à la hauteur d'eau h à l'endroit où le déversement s'est produit. Le volume d'eau peut être obtenu à l'aide de la figure 35. Le rayon r équivaut à la distance x entre le lieu du déversement et le point en aval où la teneur est mesurée.

Figure 36 Teneur moyenne en fonction du volume d'eau. – Pour un volume d'eau connu du cylindre théorique, le nomogramme permet d'établir une teneur moyenne en polluant selon la masse de liquide déversé. Il est pris pour acquis que la diffusion du polluant est uniforme dans le cylindre. En pratique, dans le cas de substances dont la densité relative est supérieure ou inférieure à celle de l'eau, la teneur réelle près du fond sera plus forte ou plus faible.

5.4.5 Exemples de calcul

5.4.5.1 Étalement en eau calme. – Vingt tonnes d'ammoniac ont été déversées sur un grand lac. Quel est le rayon maximal de la nappe (en supposant qu'il n'y a aucune dissolution) et le temps nécessaire pour l'évaporation complète de la nappe?
Solution: Utiliser la figure 27. Si la masse égale 20 tonnes, le rayon maximal égale 37 m et le temps nécessaire pour l'évaporation complète est légèrement supérieur à 4 minutes.

5.4.5.2 Teneur en polluant dans une rivière non soumise aux marées. – Vingt tonnes d'ammoniac ont été déversées dans une rivière. La hauteur d'eau h est de 5 m et la largeur L, de 50 m. La vitesse moyenne de l'écoulement est évaluée à 1 m/s.

Quelle est la teneur maximale prévisible en un point situé à 5 km en aval, près d'une prise d'eau?

Étape 1 Déterminer les paramètres.
$L = 50$ m; $h = 5$ m; $V = 1$ m/s; $x = 5\,000$ m:
$m = 20$ tonnes

Étape 2 Déterminer le temps requis pour atteindre le point qui nous intéresse.
Comme $x = 5\,000$ m et $V = 1$ m/s. $t = 83$ mn (fig. 29)

Étape 3 Déterminer le rayon hydraulique.
Comme $L = 50$ m et $h = 5$ m, $r = 4{,}2$ m (fig. 30)

Étape 4 Déterminer le coefficient de diffusion turbulente.
Comme $r = 4{,}2$ m et $V = 1$ m/s, $E = 69$ m^2/s (fig. 31)

Étape 5 Déterminer alpha.
Comme $E = 69$ m^2/s et $t = 83$ mn, $\alpha = 2\,000$ (fig. 32)

Étape 6 Déterminer delta.
Comme $\alpha = 2\,000$ et $m = 20$ tonnes, $\Delta = 10$ (fig. 33)

Étape 7 Calculer la surface de la section mouillée.
$s = L \times h = 50 \times 5 = 250$ m^2

Étape 8 Déterminer la teneur maximale au point qui nous intéresse.
Comme $\Delta = 10$ et $s = 250$ m^2. $T = 40$ ppm (fig. 34)

Figure 35

AMMONIAC

VOLUME D'EAU
EN FONCTION DU RAYON HYDRAULIQUE

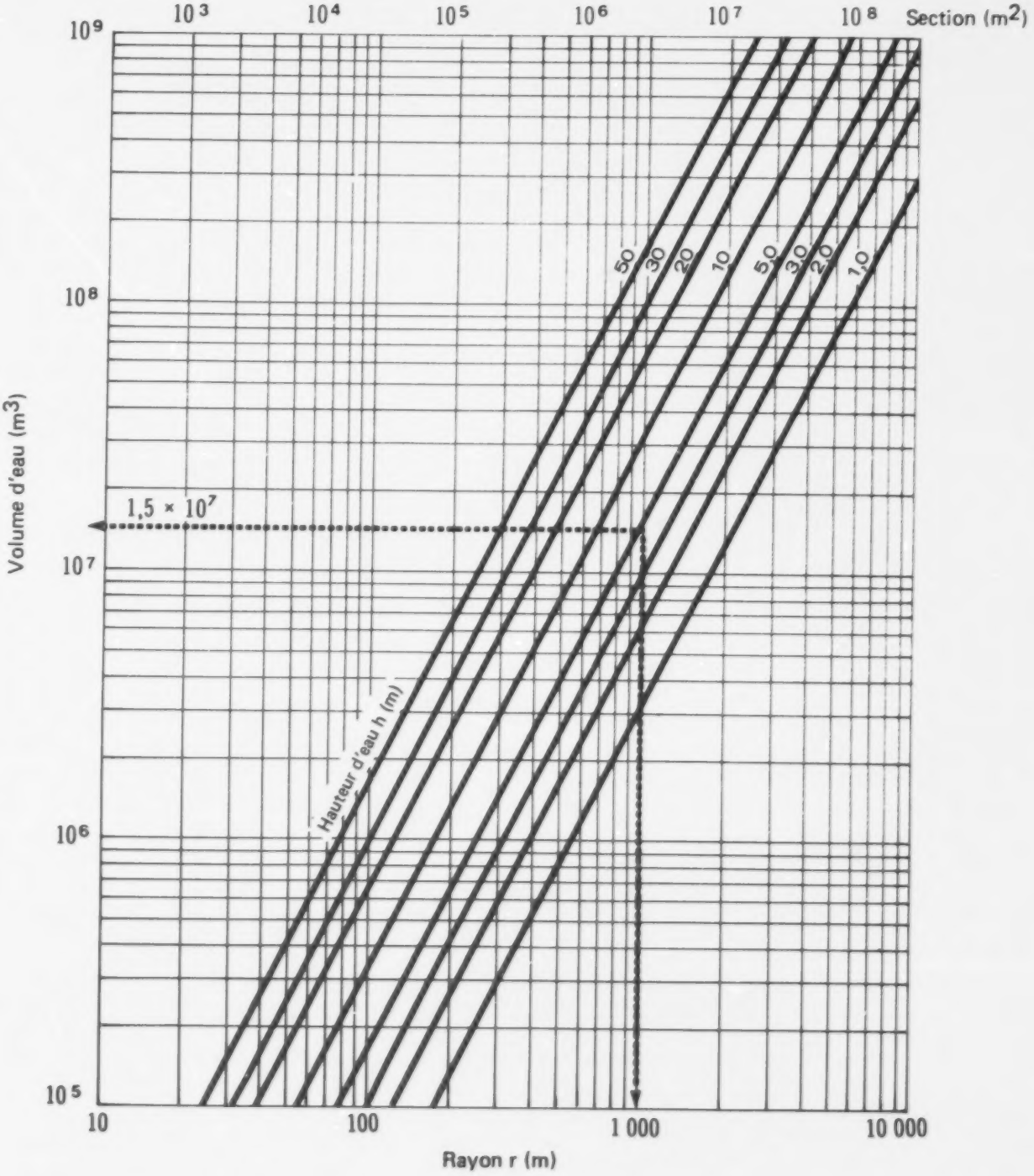
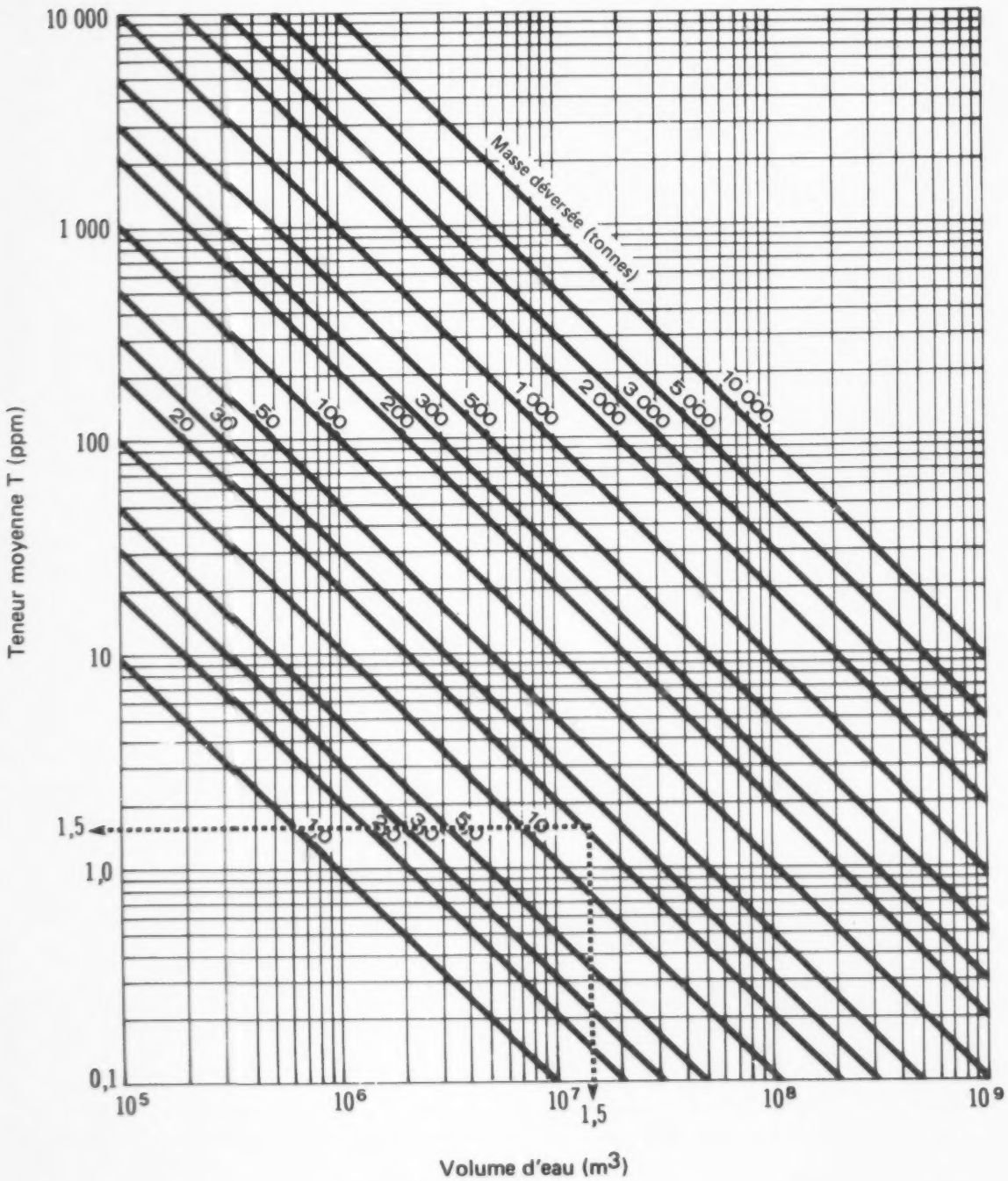


Figure 36

AMMONIAC

TENEUR MOYENNE
EN FONCTION DU VOLUME D'EAU



5.4.5.3 Teneur en polluant dans les étendues d'eau calme ou les lacs (au repos). – Vingt tonnes d'ammoniac ont été déversées dans un lac. Le point qui nous intéresse se trouve le long de la rive, à environ 1 000 m du lieu du déversement. Entre ce lieu et le point qui nous intéresse, la hauteur d'eau moyenne est de 5 m. Quelle est la teneur moyenne prévisible en ce point?

Étape 1 Déterminer les paramètres.
$h = 5$ m; $r = 1\,000$ m; $m = 20$ tonnes

Étape 2 Déterminer le volume d'eau assurant la diffusion.
Comme $r = 1\,000$ m et $h = 5$ m, vol. $= 1{,}5 \times 10^7$ m^3 environ (fig. 35)

Étape 3 Déterminer la teneur moyenne.
Comme vol. $= 1{,}5 \times 10^7$ m^3 et $m = 20$ tonnes, $T = 1{,}5$ ppm (fig. 36)

5.5 Comportement dans la subsurface

5.5.1 Mécanismes. – Les principes du transport des polluants dans le sol et leur application à l'ammoniac sont présentés dans le Manuel d'introduction Enviroguide. Certains aspects du déversement d'ammoniac anhydre sur le sol et de sa migration dans le sol sont présentés ci-après.

L'ammoniac anhydre bout à -33,4 °C à la pression atmosphérique. C'est donc un liquide très volatil qui s'évapore rapidement lorsqu'il est déversé sur le sol. Selon les données présentées à la section 5.3, la vitesse initiale d'émission de vapeurs d'une nappe d'ammoniac anhydre est de 16,4 g/m$^2 \cdot$ s à 20 °C. L'ammoniac qui pénètre dans le sol continue de s'évaporer mais à une vitesse moindre. Ainsi, seules des quantités limitées d'ammoniac se déplacent dans le sol jusqu'aux eaux souterraines. L'analyse utilisée dans la présente section suppose qu'une certaine quantité d'ammoniac reste à l'état liquide au cours de sa migration dans le sol.

Comme l'ammoniac est miscible avec l'eau, le taux d'humidité dans le sol au moment du déversement est un facteur important. Si la couche superficielle du sol est saturée ou presque saturée d'eau, la vitesse de migration sera faible, et l'ammoniac déversé ruissellera à la surface et(ou) s'évaporera. Si le sol n'est pas saturé d'eau, l'ammoniac migrera dans le sol. Le pire cas correspond à un sol dont la teneur en eau est égale à sa capacité au champ. Dans ce cas, l'ammoniac pénètre dans le sol et se déplace vers le bas, et seules de petites quantités sont retenues comme liquide interstitiel. La présence d'eau dans le sol et de précipitations atmosphériques survenant au moment du déversement dilue l'ammoniac et diminue ainsi sa vitesse d'évaporation.

Lorsque l'ammoniac pénètre dans la nappe phréatique, il prend la direction de l'écoulement des eaux souterraines et se dilue lentement par diffusion. Il se forme alors une poche de pollution qui s'étend dans la couche aquifère selon la dynamique du système. La teneur en ammoniac diminue au fur et à mesure que le polluant pénètre dans la couche aquifère, et les teneurs les plus faibles se trouvent surtout dans la zone périphérique de la poche. Le lecteur trouvera à la figure 37 un schéma de la migration du polluant dans le sol.

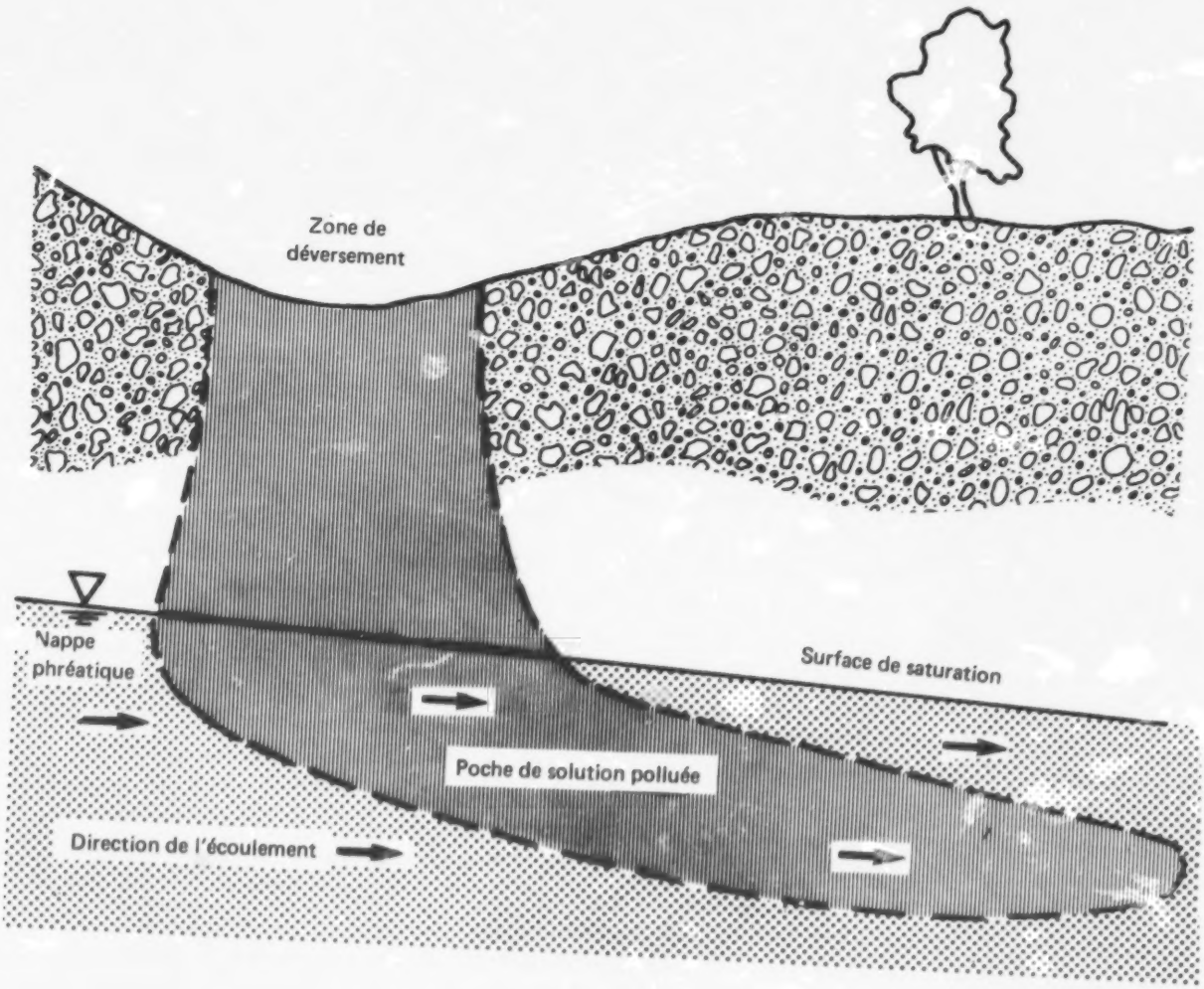
L'ammoniac s'adsorbe sur les particules du sol, particulièrement sur celles qui contiennent des minéraux argileux. Toutefois, ce phénomène est réversible, de sorte que l'ammoniac se désorbera s'il y a infiltration d'eau, ce qui diminuera la vitesse de migration.

5.5.2 Migration de l'ammoniac dans un sol non saturé. – Les équations et les postulats utilisés pour déterminer la migration du polluant dans un sol non saturé jusqu'à la nappe phréatique, sont présentés dans le Manuel d'introduction Enviroguide. Les vitesses de migration sont établies à partir de la loi de Darcy, en posant comme hypothèse la formation d'une colonne saturée de polluant par suite d'un écoulement en bloc.

AMMONIAC (anhydre)

Figure 37

MIGRATION DANS LE SOL



Sol: sable grossier. Porosité = 0,35. Perméabilité intrinsèque = 10^{-9} m^2. Capacité au champ = 0,075.

5.5.3 Migration du polluant dans un sol saturé. – Le coefficient de perméabilité, qui correspond au coefficient K_0 de la loi de Darcy, est un paramètre mesurant la perméabilité d'un milieu continu, en m/s. Il est défini par:

$$K_0 = \frac{(\rho g)k}{\mu}$$

où: k = perméabilité intrinsèque du sol (m^2)
ρ = masse volumique du fluide (kg/m^3)
μ = viscosité absolue du fluide ($Pa \cdot s$)
g = accélération de la pesanteur = 9,81 m/s^2

Les deux fluides présents sont l'ammoniac anhydre et l'eau

Caractéristiques	Ammoniac anhydre		Eau
	20 °C	4 °C	20 °C
Masse volumique (ρ) kg/m^3	610	640	
Viscosité absolue (μ) $Pa \cdot s$	$0,15 \times 10^{-3}$	$0,18 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$
Coefficient de perméabilité en sol saturé (K_0), m/s	$(4,0 \times 10^7)k$	$(3,5 \times 10^7)k$	$(0,98 \times 10^7)k$

5.5.4 Types de sol. – Le Manuel d'introduction Enviroguide décrit les trois types de sol retenus pour les besoins de la présente section. Le tableau ci-dessous indique les propriétés qui nous intéressent.

Propriétés	Types de sol		
	Sable grossier	Sable limoneux	Till argileux
Porosité (m^3/m^3)	0,35	0,45	0,55
Perméabilité intrinsèque (m^2)	10^{-9}	10^{-12}	10^{-15}
Capacité au champ (m^3/m^3)	0,075	0,3	0,45

5.5.5 Nomogrammes de migration. – Un nomogramme de migration d'ammoniac anhydre dans la zone non saturée (au-dessus de la surface de saturation) a été préparé pour chacun des trois types de sol choisis. La profondeur atteinte par le polluant est donnée en fonction du temps de migration. On considère qu'une fraction de l'ammoniac atteindra la nappe phréatique. Vu les méthodes utilisées et les hypothèses posées, la profondeur atteinte par le polluant doit être considérée comme maximale pour le temps donné. La figure 38 indique la marche à suivre dans l'utilisation des nomogrammes (fig. 39, 40, 41). La ligne tiretée représente la profondeur atteinte par l'eau et correspond à la profondeur maximale d'infiltration de l'eau à une température de 20 °C, pour un temps donné. Elle correspond donc à la profondeur maximale de migration du polluant dilué dans l'eau.

Figure 38

AMMONIAC (anhydre)

PLAN D'UTILISATION DES NOMOGRAMMES

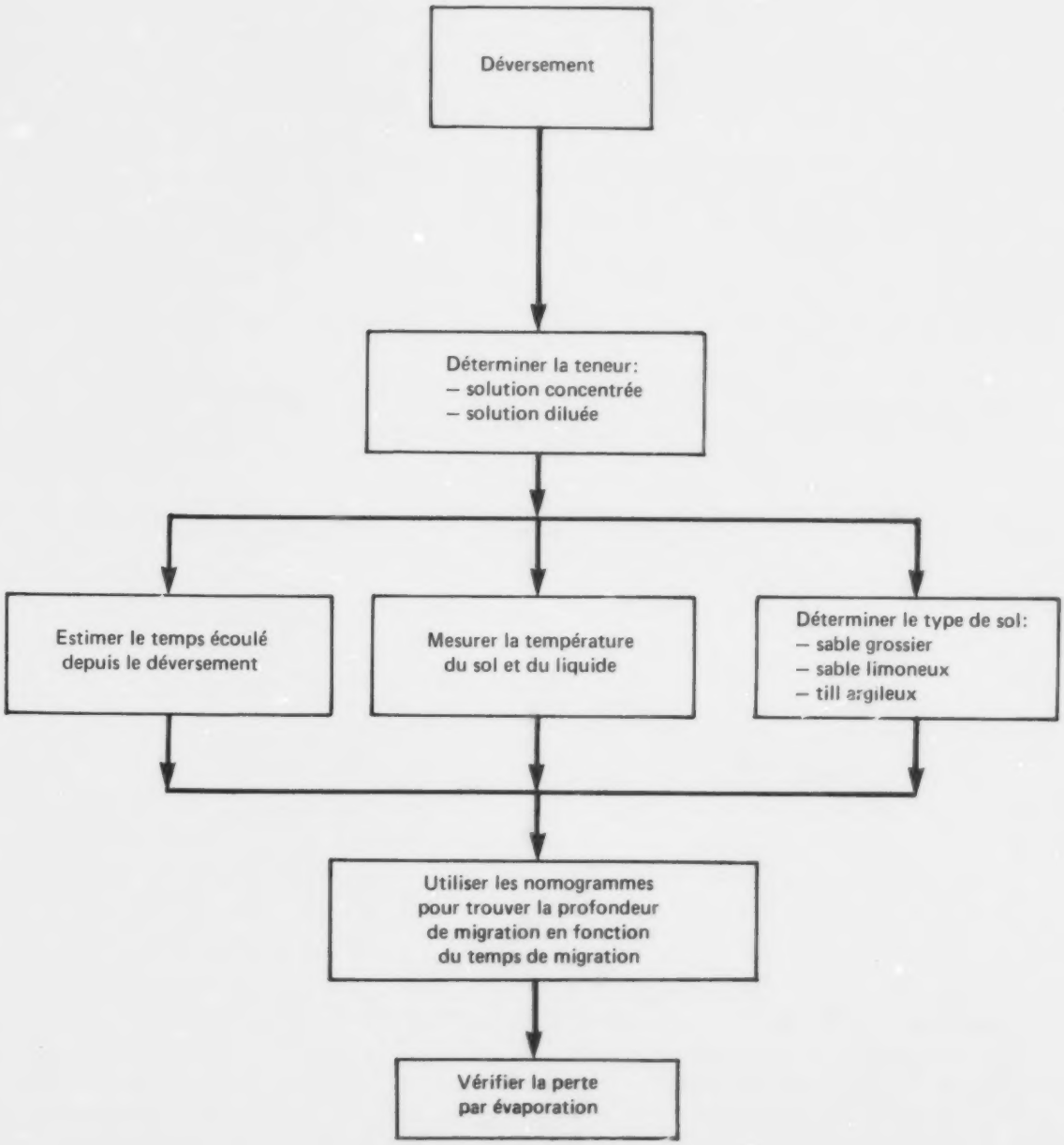


Figure 39

AMMONIAC

MIGRATION DANS DU SABLE LIMONEUX

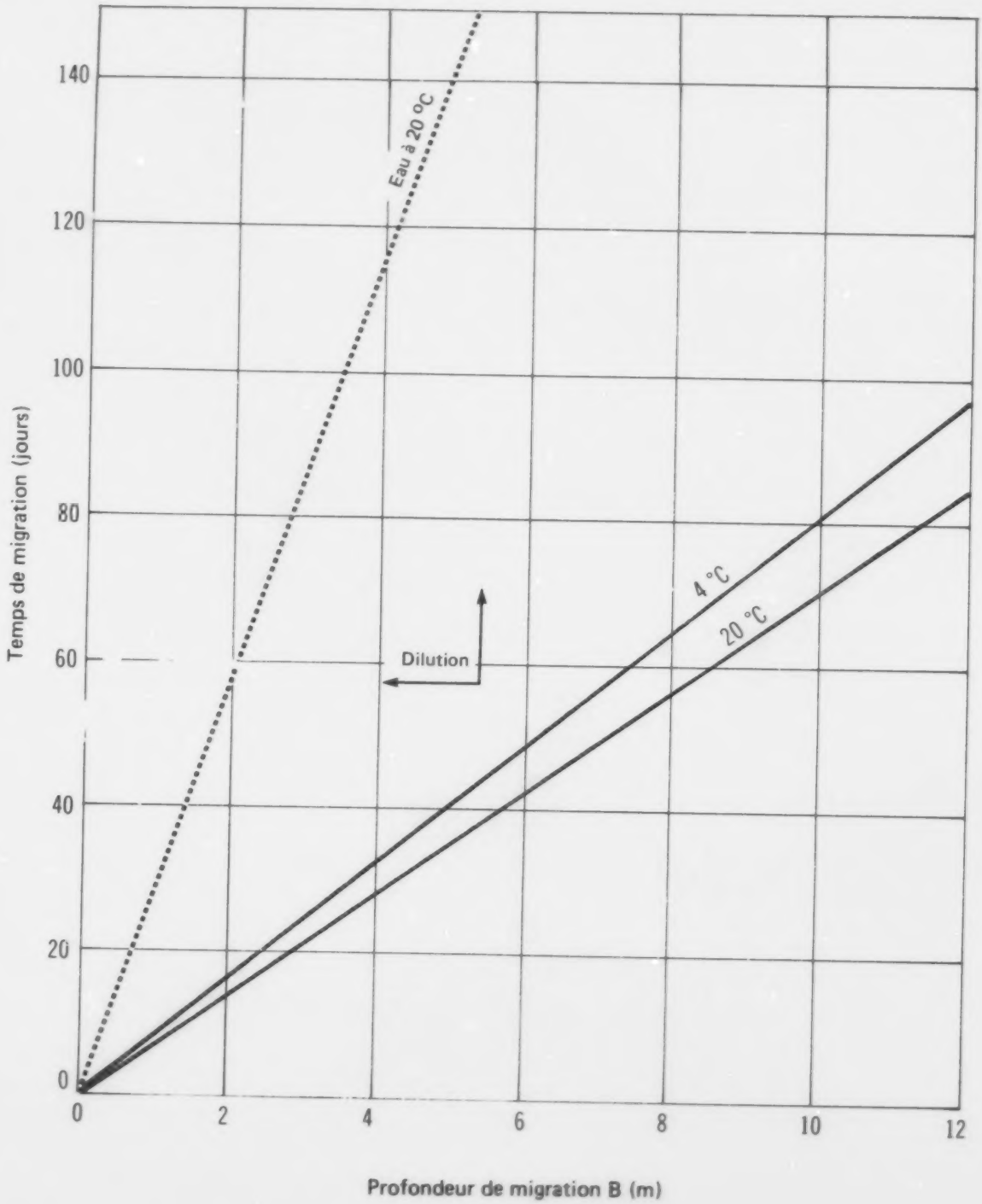


Figure 40

AMMONIAC

MIGRATION DANS DU SABLE GROSSIER

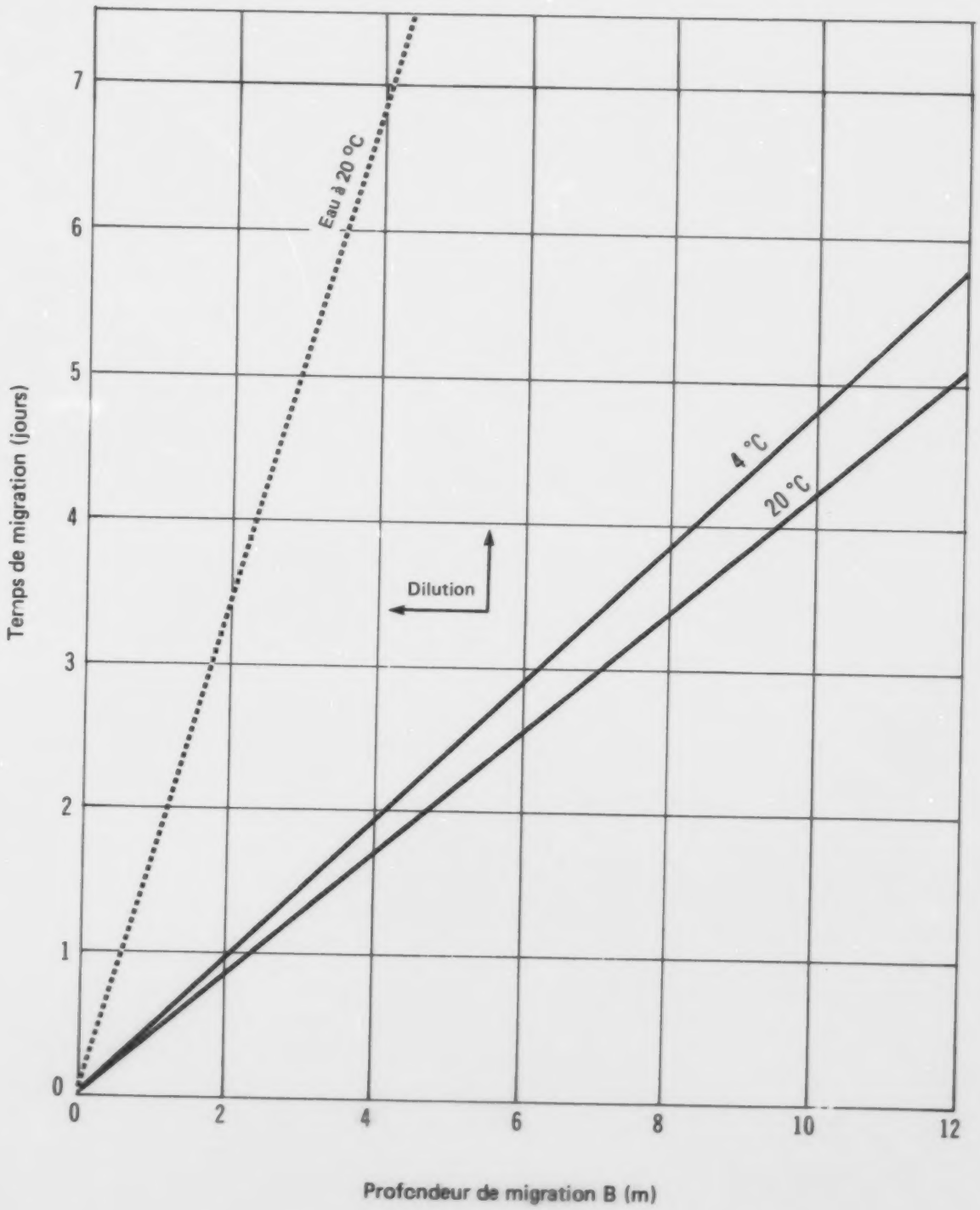
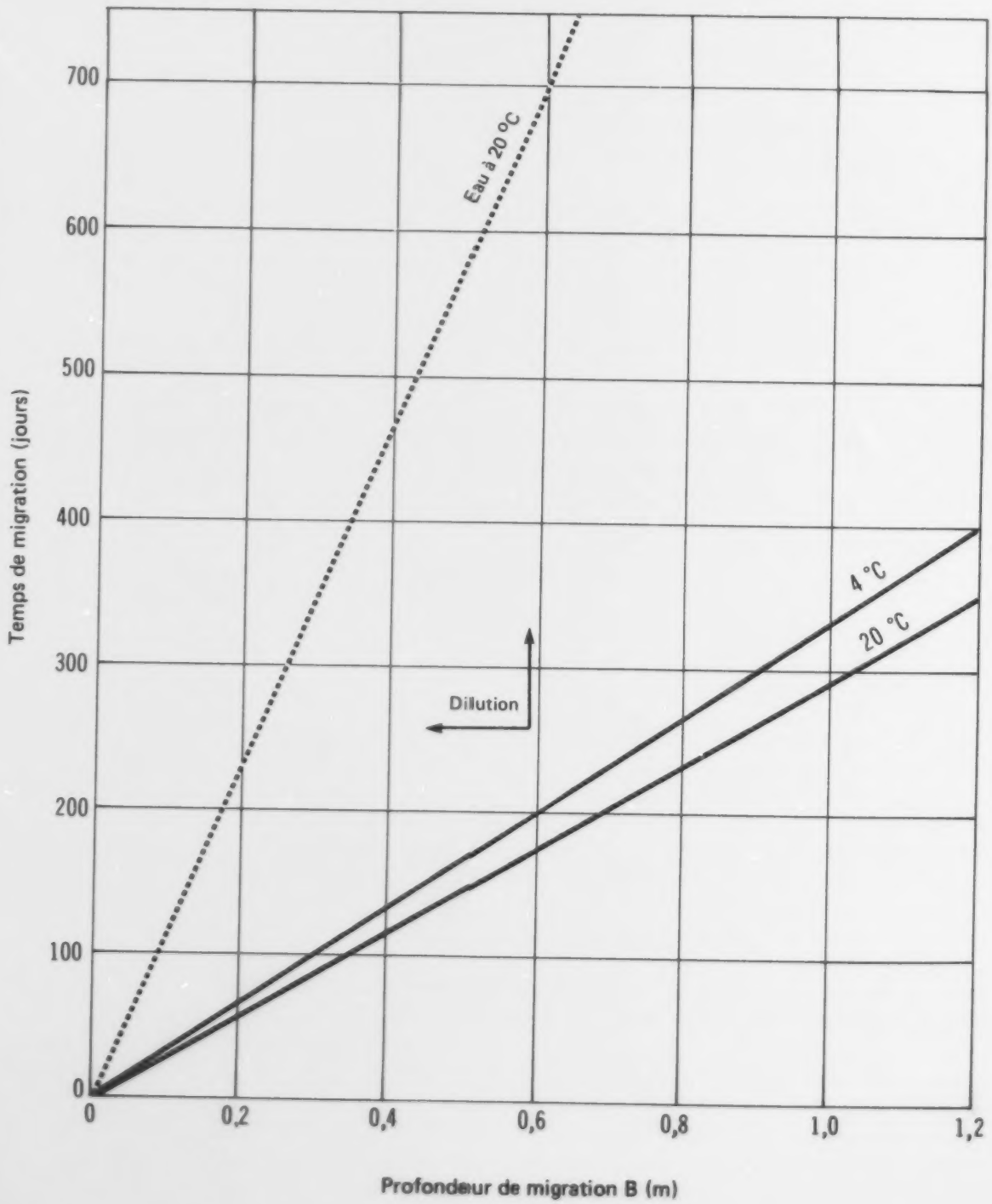


Figure 41

AMMONIAC

MIGRATION DANS UN TILL ARGILEUX



5.5.6 Exemple de calcul. – Vingt tonnes d'ammoniac ont été déversées sur un sol constitué de sable grossier. Le rayon de la surface polluée est de 8,6 m. La température s'élève à 4 °C. Calculer la profondeur atteinte par le polluant, 5 minutes après le déversement.

Étape 1 Déterminer la valeur des paramètres.

Masse de liquide déversé = 20 000 kg (20 tonnes)

Température = 4 °C

Rayon = 8,6 m

Type de sol = sable grossier

Temps écoulé depuis le moment du déversement = 5 mn

Étape 2 Calculer la surface de sol pollué.

Surface = $\pi r^2 = 232\ m^2$

Étape 3 Évaluer la profondeur atteinte par le polluant après 5 mn.

Dans le cas du sable grossier, après 5 mn, la profondeur est de 10,5 m.

6 PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

6.1 Limites maximales admissibles

Il est à noter que les limites maximales admissibles constituent dans certains cas des éléments de règlements, alors que dans d'autres cas elles correspondent seulement à des recommandations.

6.1.1 Qualité de l'eau

6.1.1.1 Situation au Canada. – En ce qui concerne l'ammoniac dans l'eau potable, le Canada fixe une teneur maximale admissible de 0,5 mg/l. La teneur visée est de 0,01 mg/l (WQS, 1979).

L'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, le Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve et la Nouvelle-Écosse appliquent les recommandations du gouvernement fédéral pour la qualité de l'eau potable, soit 0,05 ppm, et pour l'eau destinée à la toilette et à la baignade, soit 1,0 ppm (O.I., 1970).

6.1.1.2 Situation ailleurs dans le monde. – Le tableau 11 présente les normes de qualité établies par les États-Unis pour protéger l'homme et les espèces aquatiques contre l'ammoniac dans l'eau (API, 1981).

La Bulgarie et la Pologne ont fixé les teneurs maximales admissibles en ammoniac ionisé (NH_4^+) pour leurs eaux de surface comme suit (Verschueren, 1977):

Catégorie	Bulgarie (1976) NH_4^+ (mg/l)	Pologne (1975) NH_4^+ (mg/l)
I	0,05	1,0
II	0,1	3,0
III	3,0	6,0

6.1.2 Qualité de l'air

6.1.2.1 Situation en Ontario. – En ce qui concerne l'air, l'*Ontario E.P. Act* de 1971 fixe une norme de qualité de 3,6 mg/m^3.

6.1.2.2 Situation en Alberta. – En Alberta, les nouvelles usines sont soumises à des lignes directrices qui fixent les émissions dans l'air à 1,5 kg par tonne d'ammoniac produit; la teneur maximale admissible visée est de 1,0 kg/t (Ammonia, 1979).

6.2 Toxicité pour les espèces aquatiques

6.2.1 Évaluation de la toxicité au Canada. – L'Ontario recommande une teneur maximale en ammoniac non ionisé (NH_3) de 0,02 mg/l pour assurer la protection des espèces aquatiques (Water Management Goals, 1978).

6.2.2 Évaluation de la toxicité aux États-Unis. – La tolérance moyenne pour 96 heures (TLm96) à l'ammoniac correspond à des teneurs variant entre 1 et 10 mg/l. Dans le cas de l'hydroxyde d'ammonium (NH_4OH), elle est comprise entre 10 et 100 mg/l (RTECS, 1979).

Tableau 11
Normes de qualité de l'eau

Application	Norme	Données de base	Source
Espèces aquatiques	Test biologique cas par cas en conditions continues.	Effectuer les tests à un pH de 8,5 et en présence de 4 à 5 mg/l d'oxygène dissous.	Green Book FWPCA, 1968; dans API, 1981.
	Limite maximale (n'importe où et n'importe quand): 0,02 mg/l d'ammoniac non ionisé (NH_3) ou, 0,05 x TL50 pour 96 heures, mais sans dépasser 0,02 mg/l.	(À 0,5 un effet physiologique est constaté chez la truite arc-en-ciel); facteur de prudence de 0,05.	Blue Book NAS, 1973; dans API, 1981.
	0,02 mg/l d'ammoniac non ionisé (NH_3).	0,1 à 0,2 mg/l pour la truite arc-en-ciel.	Red Book EPA, 1976; dans API, 1981.
Approvisionnement en eau public	Teneur admissible de 0,5 mg/l en (N).	L'ammoniac peut réagir avec le chlore libre et ainsi diminuer son efficacité comme désinfectant.	Green Book FWPCA, 1968; dans API, 1981.
	0,5 mg/l dans l'eau des services publics.	Se reporter au Green Book (teneur normale dans les eaux de surface, $\leqslant$ 0,1 mg/l).	Blue Book NAS, 1973; dans API, 1981.
	Aucune norme pour l'eau des services publics.	–	Red Book EPA, 1976; dans API, 1981.
Bétail	170 mg/l d'ammoniac.	–	OHM-EPEW, 1968.

6.2.2.1 **Recommandations relatives à la toxicité en eau douce.** – Les recommandations portent sur le choix de deux méthodes pour déterminer la toxicité de l'ammoniac en eau douce, soit celle qui donne une teneur maximale de 0,02 mg/l en ammoniac non ionisé (NH_3) ou celle qui permet d'obtenir une valeur numérique en multipliant la TL50 pour 96 heures par un facteur d'application de 0,05. Dans les deux cas, la valeur numérique doit correspondre à une teneur égale ou inférieure à 0,02 mg/l en ammoniac non ionisé. Cette valeur est recommandée par la National Academy of Sciences (Blue Book, 1973; dans API, 1981) et par l'Environmental Protection Agency (Red Book 1976; dans API, 1981).

La norme de 0,02 mg/l d'ammoniac non ionisé (Red Book 1976; dans API, 1981) a été obtenue dans le premier cas en appliquant un facteur de sécurité de 0,1 à la teneur létale minimale de 0,2 mg/l de NH_3 pour la truite arc-en-ciel. Cette dernière valeur a été tirée d'un document qui date de 1948; en faisant de nouveau les calculs à l'aide de données plus précises, on a constaté que la teneur provoquant réellement un effet était de 0,32 mg/l. On soulignait également qu'aucun document ne venait appuyer l'applicabilité de la norme de 0,02 mg/l aux poissons d'eau douce n'appartenant pas à la famille des salmonidés et pour les autres espèces

aquatiques d'eau douce. De plus, on ne proposait aucune norme pour les organismes estuariens et les organismes marins. L'EPA a adopté la position suivant laquelle les normes du *Red Book* pouvaient s'appliquer à toutes les eaux douces, ce qui a beaucoup influé sur les normes de qualité en vigueur dans de nombreux États américains. Les idées exprimées ci-dessus résultent d'une étude critique des normes recommandées (API, 1981).

6.2.2.2 **Recommandations relatives à la toxicité en eau salée.** – Selon les données obtenues sur la toxicité en eau douce, une teneur en ammoniac non ionisé égale ou supérieure à 0,4 mg/l constitue semble-t-il, un risque pour le biote marin, tandis qu'une teneur inférieure à 0,01 mg/l ne risque guère de provoquer des effets néfastes. Dans le cas d'organismes reconnus comme étant très sensibles à l'ammoniac, il y a lieu d'appliquer un facteur de 0,1 à la TL50 pour 96 heures en milieu marin (WQC, 1972).

6.2.3 Toxicité

6.2.3.1 Toxicité en eau douce

Données sur la toxicité

Teneur (mg/l)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
A. – Pour les poissons: essais de toxicité					
34,4 ($N\text{-}NH_3$ total)	96	Truite arc-en-ciel	TL50	Eau dure, 13 °C, pH de 7,87	Thurston, 1981
47,1 ($N\text{-}NH_3$ total)	96	Tête-de-boule	TL50	Eau dure, 11,8 °C, pH de 7,83	Thurston, 1981
270 ($N\text{-}NH_3$ total)	24	Barbue de rivière	TL50	20 °C - 24 °C, pH de 6,9 - 7,1	Spehar, 1981
1,39 à 1,82	24	Barbue de rivière	TL50	21 °C - 25 °C, pH de 7 - 9	Tomasso, 1980
0,47 à 0,5 (NH_3 non ionisé)	24	Truite arc-en-ciel	TL50		Ammonia, 1979
0,068 (NH_3 non ionisé)	24	Alevins de truite arc-en-ciel (âgés de 85 jours)	TLm	10 °C, pH de 8,3	Ammonia, 1979
0,097 (NH_3 non ionisé)	24	Truite arc-en-ciel (adulte)	TLm	10 °C, pH de 8,3	Ammonia, 1979
1,1658 (NH_3 non ionisé)	96	Crapet arlequin	TL50	24 °C, pH de 8,6	Hazel, 1979
0,42 (NH_3 non ionisé)	24	Gardon (*Rutilus rutilus*)	TL50		Ammonia, 1979
0,74 à 0,88	96	Petits-gris (*Etheostoma spectabile*)	TL50	21 °C - 22 °C, pH de 8,4	Hazel, 1979
2,33 à 2,60 (NH_3 non ionisé)	96	Méné (*Notropis lutrensis*)	TL50	24 °C, pH de 8,2 - 9,2	Hazel, 1979
0,99 (NH_3 non ionisé)	96	Méné	TL50	26,5 °C, pH de 7,7 - 8,5	Rosage, 1979

Teneur (mg/l)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
0,5 à 0,8 (NH_3 non ionisé)	96	Truite fardée (alevins de 1 à 3 g)	TL50	Test biologique en conditions continues	Thurston, 1978
0,34 (NH_3 non ionisé)	29 jours	Tissus d'alevin de truite fardée	Dégénérescence des branchies, des reins et du foie	Test biologique en conditions continues	Thurston, 1978
1,6 (NH_3 non ionisé)	96	Barbue de rivière	TL50	27,9 °C, pH de 8,30 - 8,44	Colt, 1978
0,72; 1,2 ($N\text{-}NH_3$)	96	Achigan	TLm	22 °C; 30 °C; eaux lacustres très alcalines (Illinois)	Roseboom, 1977
0,66 à 2,62 (NH_3 non ionisé)	24	Alevins de poisson arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*)	TL50	25 °C, pH de 7,9 - 8,5	Rubin, 1977
1,06 à 1,38 (NH_3 non ionisé)	48	Alevins de poisson arc-en-ciel	TL50	25 °C, pH de 7,9 - 8,5	Rubin, 1977
1,00 à 1,26 (NH_3 non ionisé)	96	Alevins de poisson arc-en-ciel	TL50	25 °C, pH de 7,9 - 8,5	Rubin, 1977
0,51 (NH_3 non ionisé)	4	Alevins* de saumon Coho (*Oncorhynchus kisutch*)	TL50	14,7 °C - 19,7 °C, pH de 7,1 - 9,1	Buckley, 1978
0,45 (NH_3 non ionisé)	96	Alevins* de saumon Coho	TL50	14,7 °C - 19,7 °C, pH de 7,1 - 9,1	Buckley, 1978
0,432 à 0,664 (NH_3 non ionisé)	96	Truite fardée (*Salmo clarki*)	TL50	11,7 °C - 12,4 °C, pH de 7,7 - 7,93	Thurston, 1978
0,227 à 0,589 (NH_3 non ionisé)	96	Alevins* de saumon Coho	TL50	15 °C, pH de 7,0 - 8,0	Robinson-Wilson, 1975
0,4; 1,3 ($N\text{-}NH_3$)	96	Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	TLm; varie avec la temp. et la masse du poisson	22 °C; 30 °C; eaux lacustres très alcalines (Illinois)	Roseboom, 1977
1,5; 3,0 ($N\text{-}NH_3$)	96	Barbue de rivière	TLm	22 °C; 28 °C; eaux lacustres très alcalines (Illinois)	Roseboom, 1977
2,36 (NH_3 non ionisé)	24	Barbue de rivière	TL50	25 °C, pH de 8,5 - 8,9	Robinette, 1976
2,4 à 3,8 (NH_3 non ionisé)	96	Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	TL50	22 °C - 30 °C, pH de 8,6 - 8,8	Colt, 1976
0,14 à 0,5	24	Tacon de saumon atlantique	TL50		WQCEFF, 1973
1,004 (NH_3 non ionisé)	96	Crapet vert (*Lepomis cyanellus*)	TL50	12,0 °C - 12,6 °C, pH de 7,72 - 8,0	Jude, 1973

* Alevins de la grosseur du doigt.

Teneur (mg/l)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
0,2837 (NH_3 non ionisé)	66	Crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*)	TL50	11,7 °C - 12,3 °C, pH de 7,55 - 7,9	Jude, 1973
5 à 8	Non précisée	Saumon Coho	Perte d'équilibre, spasmes avec ouverture des branchies et des mâchoires	Aérée	WQC, 1972
510 (NH_4Cl)	48	Gambusie	TL50	Turbidité élevée	WQC, 1972
0,29 (NH_3 non ionisé)	7 jours	Perche fluviatile	TL50		WQC, 1972
161 (NH_4Cl)	48	Carassin	TL50	Eau de référence	WQC, 1972
0,04 *N*	Non précisée	Épinoche à trois épines	Réponse négative immédiate		WQC, 1972
0,41 (NH_3 non ionisé)	24	Brème (*Abramis brama*)	TL50	9,4 °C - 14,6 °C, pH de 7,75 - 8,12	Ball, 1967
0,50 à 0,61 (NH_3 non ionisé)	48	Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	TL50	17,5 °C - 17,7 °C, pH de 6,9 - 7,8	Herbert, 1964
0,32 à 0,35	24	Truite arc-en-ciel	TL50	13,6 °C, pH de 7,51 - 7,52	Herbert, 1964
3,4	96	Crapet arlequin	TLm	Faible dureté 20 °C	WQC, 1963
24,4	96	Crapet arlequin	TLm	Dureté élevée 20 °C	WQC, 1963
B. – Pour les poissons: essais de létalité aiguë					
0,44 (NH_3 non ionisé)	3	Truite arc-en-ciel	Mortalité de 100 p. 100	10,5 °C, pH de 8 - 10	WQC, 1972
5 à 7 ppm (NH_3 non ionisé)	6	Méné	Toxique ou létal	Distillée 20 °C	WQC, 1963
5,0 (NH_3 non ionisé)	24	Barbote brune (*Ictalurus nebulosus*)	Mortalité de 100 p. 100	26 °C, pH de 7,8	Robbins, 1977
4,1 (NH_3 non ionisé)	3	Crapet arlequin	Mortalité de 100 p. 100	27 °C, pH de 8,4	Robbins, 1977
6,5 (NH_3 non ionisé)	48	Achigan à grande bouche (*Micropterus salmoïdes*)	Mortalité de 100 p. 100	26 °C, pH de 7,9	Robbins, 1977
3,1 (NH_3 non ionisé)	3	Méné bleu (*Notropis spilopterus*)	Mortalité de 100 p. 100	26,5 °C, pH de 7,9	Peterson, 1977
2,0 (NH_3 non ionisé)	18	Méné bleu	Mortalité de 100 p. 100	26,5 °C, pH de 8,1	Peterson, 1977
C.– Pour les micro-organismes					
0,66	48	*Daphnia magna*	CL50	22 °C, 30 °C	WQCEFF, 1973
8	Non précisée	Daphnie	Létal		WQC, 1963

Teneur (mg/l)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
420	120	Diatomées	TLm Diminution de la croissance	Dureté élevée, 22 °C	WQC, 1963
75 à 86	Non précisée	Copépode (Cyclops)	Seuil de l'immobilisation	Dureté faible, 22 °C	WQC, 1972
17	Non précisée	Algues vertes	Inhibition de la croissance		WQC, 1972
3,1	Non précisée	Puce d'eau	Seuil de l'immobilisation		WQC, 1972
28,8 (NH_3 anhydre)	24	Zooplancton, phytoplancton	Diminution de 99 p. 100 et de 96 p. 100 respectivement	Étang, pH de 6,9 (superficie de 1,78 ha)	Ammonia, 1979
D.– Pour les invertébrés					
90	96	Limaçon	TLm	Faible dureté, 20 °C	WQC, 1972
28,8 (NH_3 anhydre)	24	Écrevisse, crevette	Létal	Étang (superficie de 1,78 ha), pH de 6,9	Ammonia, 1979
1,72 à 2,94 (NH_3 non ionisé)	24	Crevette d'eau douce (*Macrobrachium rosenbergii*)	TL50	28 °C, pH de 7,6 - 8,34	Armstrong, 1978
0,54	24	Crevette d'eau douce	TL50	28 °C, pH de 6,83	Armstrong, 1978
0,66 à 1,11 (NH_3 non ionisé)	144	Crevette d'eau douce	TL50	28 °C, pH de 7,6 - 8,34	Armstrong, 1978
2,81 (NH_3 non ionisé)	99	Crevette d'eau douce	TL50	29,2 °C, pH de 7,0	Wickens, 1978
3,2 (NH_3 non ionisé)	24	Écrevisse (*Orconectes nais*)	TL50	28 °C, pH de 8,5	Hazel, 1979
3,15 (NH_3 non ionisé)	24	Écrevisse	TL50	26 °C - 27 °C, pH de 8,0	Evans, 1979
E.– Pour la flore aquatique					
28,8 (NH_3 anhydre)	24	Plantes vasculaires enracinées	Destruction complète	Étang (superficie de 1,78 ha), pH de 6,9	Ammonia, 1979
3 (NH_3 dans l'air)	24	Plantes aquatiques	Dommages		Yopp, 1974
F.– Pour les vertébrés					
28,8 (NH_3 anhydre)	24	Grenouilles, têtards	Létal	Étang (superficie de 1,78 ha), pH de 6,9	Ammonia, 1979
G.– Pour les espèces euryhalines					
0,04 à 0,23 (NH_3 ionisé)	24	Saumon atlantique (*Salmo salar*)	TL50	12 °C, pH de 7,66 - 8,01	Alabaster, 1979

Teneur (mg/l)	Durée	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
0,15 à 2,13	96	Bar-perche (*Morone americana*)	TL50	16 °C, pH de 6 - 8	Stevenson, 1977
0,71 à 0,84	96	Épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*)	TL50	15 °C - 23 °C, pH de 6,8 - 7,3	Hazel, 1971

6.2.3.2 Toxicité en eau salée

Données sur la toxicité

Teneur (mg/l)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
A.– Pour les poissons: essais de toxicité					
0,11 (NH_3 non ionisé)	62 jours	Oeufs de saumon sockeye	TL50	10 °C, pH de 8,4	Spehar, 1981
0,36 à 0,42 (NH_3 non ionisé)	24	Sargue (*Diplodus sargus*)	TL50	15 °C, pH de 7,85	Brownell, 1980
0,46	24	Morue (*Gaidropsarus capensis*)	TL50	15 °C, pH de 7,85	Brownell, 1980
0,76 à 1,2 (NH_3 non ionisé)	96	Bar rayé (*Morone saxatilis*)	TL50	15 °C - 23 °C, pH de 7,3 - 8,0	Hazel, 1971
0,97; 0,73 (NH_3 non ionisé)	96	Bar rayé	TLm	15 °C; 23 °C	Ammonia, 1979
5,05; 1,12 (NH_3 non ionisé)	96	Épinoche à quatre épines	TLm	15 °C; 23 °C	Ammonia, 1979
0,65 M à 0,7 M (NH_3 total)	Non précisée	Requin	Diminution des protéines sériques	Eau recirculée	Ammonia, 1979
3,5 à 10 (NH_3 non ionisé)	Non précisée	Saumon chinook	Diminution de la croissance; perte d'équilibre	Aérée	WQC, 1972
B.– Pour les invertébrés					
8,36 à 23,46 (NH_3 non ionisé)	96	Huître américaine (*Crassostrea virginica*)	TL50	20 °C, pH de 7,7 - 7,96	Epifanio, 1975
3,06 à 4,49	96	Quahaug commune (*Mercenaria mercenaria*)	TL50	20 °C, pH de 7,7 - 7,96	Epifanio, 1975
0,22 à 0,69	3 semaines	Diverses espèces de crevettes	TL50	28 °C	Wickins, 1976

Teneur (mg/l)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Conditions du milieu d'essai	Source
1,29	48	Diverses espèces de crevettes, y compris *Penaeus aetecus*, *P. japonicus*, *P. orientalas*, *P. schmitti*, *P. setiferus*	TL50	28 °C	Wickins, 1976
6,2	48	Moule (*Perna viridis*)	TL50	28 °C - 30 °C 8,7 - 8,85	Reddy, 1979
11,6	96	Moule (*Perna viridis*)	TL50	28 °C - 30 °C, pH de 8,7 - 8,85	Reddy, 1979

6.2.4 Études sur le milieu aquatique

6.2.4.1 Poissons. – Les conclusions générales tirées des études concernant la toxicité de l'ammoniac pour les poissons ne sont pas assez précises. Bien qu'il soit nécessaire d'entreprendre d'autres recherches, les résultats des travaux effectués au cours des années concordent avec l'hypothèse voulant que l'ammoniac non ionisé (NH_3) constitue la principale forme toxique et que l'espèce ionisée (NH_4^+) soit considérablement moins toxique. Cette différence s'explique probablement par le fait que la forme non ionisée, qui ne porte aucune charge électrique, est soluble dans les lipides et ne nécessite apparemment aucun mécanisme de transport actif endothermique pour traverser la membrane cellulaire et ainsi agir sur les organismes. Par contre, la forme ionisée (NH_4^+), qui est plus fréquente, ne peut traverser les micropores chargés électriquement se trouvant sur les constituants hydrophobes de la membrane. Le paragraphe ci-après présente certaines conclusions typiques tirées de ces études.

On a conclu que les changements histopathologiques mineurs de la structure des branchies, provoqués par des teneurs en ammoniac produisant un effet létal aigu, n'étaient probablement pas à l'origine d'une diminution importante de l'absorption d'oxygène. On a suggéré qu'une exposition à l'ammoniac abaisse le pH du sang et diminue ainsi le transport de l'oxygène par l'hémoglobine. Selon d'autres données, l'ammoniac rend le poisson plus perméable à l'eau; ainsi, la mort survient lorsque la perméabilité des tissus dépasse le taux maximal de production soutenue d'urine. D'autres auteurs réfutent cette hypothèse, car le déséquilibre hydrominéral observé chez des truites arc-en-ciel exposées ainsi que l'absence d'une variation de la teneur en chlorure du plasma et des tissus chez la barbue de rivière semblent exclure cette théorie faisant intervenir une perturbation de l'osmorégulation. De plus, selon certains, la toxicité de l'ammoniac dépend en partie du rapport Na^+/NH_4^+. Enfin, on a suggéré que l'action toxique aiguë de l'ammoniac non ionisé chez le poisson entraînait une diminution du métabolisme énergétique dans le cerveau, ce qui provoquait dans cet organe un épuisement des composés riches en énergie. On a proposé le même mécanisme de toxicité dans le cas des mammifères (API, 1981).

6.2.4.2 **Végétaux.** – On ne s'entend pas pour dire si se sont le nitrate ou l'ammoniac qui constituent la meilleure source d'azote des plantes lacustres. Il y aurait eu des cas de proliférations phytoplanctoniques au cours desquelles il y avait diminution rapide de la teneur en ammoniac sans variation importante de la teneur en nitrate. Selon les résultats d'une autre étude effectuée dans le lac Sanctuary en Pennsylvanie, l'ammoniac inhibait l'absorption de nitrate par les algues, mais non leur croissance (Ammonia, 1979).

6.3 Toxicité pour d'autres espèces vivantes

6.3.1 Toxicité pour les oiseaux

Teneur (mg/m^3)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Source
1600 (dans un espace clos)	7 mn	Étourneaux, moineaux, pigeons	Mort	Ammonia, 1979

6.3.2 Toxicité pour les mammifères

Teneur (mg/m^3)	Espèce	Résultat	Source
59,8 à 1302,4	Chauve-souris	Aucun effet physiologique néfaste	Ammonia, 1979
2112	Rhinophylle de Californie	Mort après une exposition de 1 à 9 heures	Ammonia, 1979
4928	Molosse mexicain	Mort après une exposition de 2 à 3 heures	Ammonia, 1979

6.3.3 Toxicité pour le bétail

Teneur (mg/m^3)	Espèce	Résultat	Source
14,1 à 35,2	Volaille	Diminution de l'alimentation, diminution du gain de poids, inflammation du sac aérien, susceptibilité accrue aux maladies respiratoires, malaises généralisés	Ammonia, 1979
42,2 à 70,4	Volaille	Diminution de la production d'oeufs trachétie et kérato-conjonctivite (trouble oculaire)	Ammonia, 1979
> 70,4	Porcs	Diminution de la croissance	Ammonia, 1979
70,4 à 105,6 (5 semaines)	Porcs	Sécrétions nasales, lacrimales et buccales excessives	Ammonia, 1979
Non précisée (NH_3 gazeux + autres gaz se dégageant de l'engrais)	Bovins (veaux)	Diminution de la croissance, mort (dans un espace clos)	Ammonia, 1979
7 à 1408	Vaches laitières (veaux)	Taux élevés de morbidité et de mortalité	Ammonia, 1979

6.3.4 Toxicité pour les végétaux

Données sur la toxicité selon la durée d'exploitation

Teneur (mg/m^3)	Durée (h)	Espèce	Résultat	Source
176	4 mn	Tomate	50 p. 100 de nécrose foliaire	Ammonia, 1979
704	5 mn	Sarrasin	50 p. 100 de dommages foliaires	Ammonia, 1979
704	8 mn	Tabac	50 p. 100 de dommages foliaires	Ammonia, 1979
28,2	1	Tomate, tournesol	Lésions végétales	Ammonia, 1979
28,2	1	Coleus	Décoloration des feuilles	Ammonia, 1979
2,1	4	Moutarde	Lésions graves	Ammonia, 1979
8,4	4	Ansérine	Lésions légères	Ammonia, 1979
140,8	Non précisée	Pêches	Noircissement généralisé temporaire de la pelure	Ammonia, 1979
> 282	Non précisée	Pommes	Formation de taches noires permanentes autour des lenticelles	Ammonia, 1979
704	16	Radis, semences	Mort	Ammonia, 1979
704	4	Seigle du printemps, semences	Mort	Ammonia, 1979
176	16	Seigle du printemps, semences	Diminution de 52 p. 100 de la germination	Ammonia, 1979
Non précisée	Non précisée	Oignons	Décoloration des couches extérieures immédiatement après l'exposition	Ammonia, 1979

Données sur la toxicité selon la vitesse d'absorption

Teneur (mg/m^3) (gaz)	Vitesse d'absorption par les feuilles (mg/m^2)/h	Espèce	Résultat	Source
0,024	0,40	Soja	Absorption foliaire et assimilation du NH_3	Ammonia, 1979
0,031	0,49	Tournesol	Absorption foliaire et assimilation du NH_3	Ammonia, 1979
0,044	0,35	Coton	Absorption foliaire et assimilation du NH_3	Ammonia, 1979
0,7 à 14	Non précisée	Plants de maïs	Absorption foliaire et assimilation du NH_3	Ammonia, 1979

6.3.4.1 Études sur les végétaux (Ammonia, 1979). – Les végétaux présentent une affinité élevée pour l'ammoniac gazeux lorsque les stomates sont ouverts pendant le jour. On sait que diverses espèces végétales accumulent les nitrates. Il y a accumulation de nitrate, lorsque la vitesse d'absorption dépasse la vitesse d'assimilation.

Dans le cas de plantes ligneuses latifoliées exposées à des teneurs élevées en ammoniac, les dommages foliaires se manifestent habituellement par l'apparition de grandes zones de couleur vert foncé imbibées d'eau qui, après plusieurs heures, se transforment en lésions nécrotiques gris brunâtres ou noires, largement répandues sur la surface de la feuille. Dans le cas des arbres ou des arbustes à feuillage dense ou dont les feuilles se chevauchent, les dommages peuvent être limités à des zones particulières de la feuille. Parfois, les lésions foliaires virent à l'orange, au violet ou au brun rougeâtre, soit les mêmes couleurs que le feuillage en automne.

Le feuillage des conifères exposés à l'ammoniac devient plus foncé et vire au gris brunâtre, au violet ou au noir. Normalement, toute la partie exposée est touchée.

Les symptômes sont plus variables chez les plantes herbacées, allant de lésions nécrotiques décolorées de forme irrégulière sur les deux côtés de la feuille, à l'apparition d'une teinte plus foncée sur le côté supérieur ou de stries rougeâtres entre les nervures.

6.4 Études sur les effets toxiques

Les études sur le poisson ont révélé que la toxicité de l'ammoniac (c'est-à-dire du NH_3) augmente au fur et à mesure que le pH baisse (Thurston, 1981). On a conclu que le NH_4^+ exerce une certaine action toxique et(ou) que la teneur accrue en H^+ augmente la toxicité du NH_3. Thurston (1981) a recommandé de réviser les normes de qualité de l'eau pour qu'elles tiennent compte de l'effet du pH sur la toxicité de l'ammoniac. Le pH influe surtout sur l'équilibre entre les deux principales espèces aqueuses, soit l'espèce non ionisée, que l'on sait toxique, et l'espèce ionisée, qui est prédominante et relativement non toxique:

$$NH_3 + H_2O \underset{2}{\overset{1}{\rightleftharpoons}} NH_4^+ + OH^-$$

(1) > (2) lorsque le pH est en baisse

(2) > (1) lorsque le pH est en hausse

Une hausse de pH de 7 à 8 à 20 °C se traduit par un accroissement par un facteur d'environ dix de la teneur en ammoniac non ionisé. Toutefois, bon nombre de chercheurs ont souligné que l'effet du pH ne peut s'expliquer uniquement par la variation de la quantité d'ammoniac non ionisé en solution. Par exemple, un auteur signalait qu'une baisse de pH de 8,0 à 6,0 provoquerait en théorie une réduction par un facteur de 97 de la teneur en ammoniac non ionisé; toutefois en pratique, la toxicité pour le bar-perche n'était diminuée que par des facteurs de 29 en eau douce et 9 en eau saumâtre. Selon d'autres résultats, une hausse de pH était accompagnée d'une diminution de la toxicité causée par l'ammoniac non ionisé, même si la teneur en ammoniac (total) correspondant à la TL50 pour 96 heures augmentait. Cette tendance a aussi été observée en utilisant des larves de crustacés. La toxicité aiguë de l'ammoniac non ionisé (NH_3) varie de façon inversement proportionnelle au pH, tandis que la toxicité de l'ammoniac ionisé (et de l'ammoniac total) varie directement avec le pH (API, 1981):

- La toxicité du NH_3 augmente lorsque le pH diminue.
- La toxicité du NH_4^+ (et de l'ammoniac total) augmente lorsque le pH augmente.

Plusieurs expériences en laboratoire de durée relativement courte ont montré que la teneur létale en ammoniac pour une variété d'espèces de poissons est de 0,2 à 2,0 mg/l. La truite arc-en-ciel et la carpe sont respectivement l'espèce la plus sensible et l'espèce la plus résistante à l'ammoniac aqueux (Ammonia, 1979), comme l'illustre le tableau qui suit:

TL50 pour 96 h par famille* (mg/l de $N\text{-}NH_3$) (API, 1981)

Famille	Moyenne	Plage	n
Salmonidae (truites)	0,493	0,227 - 0,664	9
Percidae (perches)	0,814	0,743 - 0,884	2
Percichthyidae (bars d'eaux tempérées)	0,827	0,15 - 2,13	6
Antrarchidae (crapets)	0,901	0,284 - 1,65	10
Poeciliidae (vivipares)	1,28	0,58 - 2,27**	2
Cyprinidae (ménés et carpes)	1,55	0,30 - 2,60	6
Gasterosteidae (épinoches)	1,61	0,71 - 4,14	6
Ictaluridae (barbotes et barbues)	2,53	1,5 - 3,8	6

* Les moyennes et les plages signalées comprennent toutes les TL50 pour 96 h obtenues dans les ouvrages de références quels que soient les paramètres (pH, température et salinité) utilisés pour les tests ou leur validité dans l'élaboration des normes de qualité.

** Comprend les valeurs calculées des teneurs en $N\text{-}NH_3$ pour toute la plage de pH signalée par les auteurs.

Une exposition sublétale à l'ammoniac provoque, signale-t-on, des effets physiologiques et histopathologiques néfastes chez le poisson (Ammonia, 1979). Selon les études, une teneur en ammoniac de 1 mg/l diminue la capacité de l'hémoglobine à se combiner à l'oxygène. Une teneur en ammoniac de 2,5 mg/l dans une eau dont le pH est compris entre 7,4 et 8,5 est jugée néfaste pour le poisson (Todd, 1970).

Comme l'eau de mer est légèrement plus alcaline et comme sa teneur en NH_3 non ionisé est vraisemblablement plus élevée, il se peut que l'ammoniac soit plus toxique dans l'eau de mer qu'en eau douce (WQC, 1972). Dans des conditions données de température et de pH, l'eau de mer contient environ 40 p. 100 moins d'ammoniac non ionisé que l'eau douce. On a montré que le milieu salin influe considérablement sur la résistance de certaines espèces en présence de teneurs toxiques en ammoniac non ionisé. On a aussi montré que le pourcentage d'ammoniac non ionisé diminue au fur et à mesure qu'on augmente la salinité de l'eau. On a calculé cette teneur pour différentes températures, différents pH et différentes plages de salinité. Toutefois, les résultats relatifs à la toxicité ne concordent pas toujours avec les valeurs calculées uniquement à partir des teneurs en ammoniac non ionisé, comme l'illustre le tableau qui suit (aucune corrélation croisée n'a été établie) (API, 1981):

Espèce	Salinité	pH	Temp. (°C)	TL50 pour 96 h (mg/l)
1. Bar-perche	0	6	16	0,15
Bar-perche	14 parties par mille	6	16	0,20
Bar-perche	0	8	16	0,52
Bar-perche	14 parties par mille	8	16	2,13

Espèce	Salinité	pH	Temp. (°C)	TL50 pour 96 h (mg/l)
2. Bar-perche	0	Inconnu	15	1,12
Bar-perche	33 p. 100	Inconnu	15	1,12
Bar-perche	Forte	Inconnu	15	0,80
Bar-perche	0	Inconnu	23	0,76
Bar-perche	33 p. 100	Inconnu	23	0,84
Bar-perche	Forte	Inconnu	23	0,60
3. Épinoche à trois épines	0	6,8 - 7,2	15	0,84
Épinoche à trois épines	33 p. 100	Supposé le même	15	5,2
Épinoche à trois épines	100 p. 100 Eau de mer pure	Supposé le même	15	10,4
Épinoche à trois épines	0	7,0 - 7,3	23	1,8
Épinoche à trois épines	33 p. 100	Supposé le même	23	2,4
Épinoche à trois épines	100 p. 100 Eau de mer pure	Supposé le même	23	2,3

Résistance	Temp.	pH	Salinité	Espèce
1. H	C, 16	C, 6	H, 0 - 14	Bar-perche
H	C, 16	C, 8	H, 0 - 14	Bar-perche
H	C, 16	H, 6 - 8	C, 0	Bar-perche
H	C, 16	H, 6 - 8	C, 14	Bar-perche
H	C, 16	H, 6 - 8	H, 0 - 14	Bar-perche
2. C	C, 15	Inconnu	H, 0 - 33	Bar-perche
B	C, 15	Inconnu	H, 33 - forte	Bar-perche
H	C, 23	H, 6 - 5	H, 0 - 33	Bar-perche
B	C, 23	H, 6 - 5	H, 33 - forte	Bar-perche
B	H	H, 6 - 5	C, 0	Bar-perche
B	H	H, 6 - 5	C, 33	Bar-perche
B	H	H, 6 - 5	C, forte	Bar-perche
B	H	H, 6 - 5	H, 0 - 33	Bar-perche
B	H	H, 6 - 5	H, 33 - forte	Bar-perche
3. H	C, 15	C*, 6,8 - 7,2	H, 0 - 33 - 100	Épinoche à trois épines
H	C, 23	C*, 7,0 - 7,3	H, 0 - 33	Épinoche à trois épines
B	C, 23	C*, 7,0 - 7,3	H, 33 - 100	Épinoche à trois épines
H	H	C*,**	C, 0	Épinoche à trois épines
B	H	C*,**	C, 33	Épinoche à trois épines
B	H	C*,**	C, 100	Épinoche à trois épines

Résistance	Temp.	pH	Salinité	Espèce
H	H	C*,**	H, 0 - 33	Épinoche à trois épines
B	H	C*,**	H, 33 - 100	Épinoche à trois épines

* On suppose que le pH varie de 6,8 - 7,2 à 7,0 - 7,3.
** On suppose que le pH est constant au fur et à mesure que la salinité augmente.
H = Hausse
B = Baisse
C = Constant

6.5 Dégradation

6.5.1 Dégradation chimique

6.5.1.1 Eau. – L'ammoniac a tendance à s'accumuler dans les eaux en conditions anaérobies, tandis qu'elle tend à s'oxyder en nitrate (NO_3^-) (nitrification) en conditions aérobies. Les bactéries transforment l'ammoniac d'abord en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate, créant ainsi une demande biologique en oxygène (DBO). La conversion en nitrite est réalisée par des bactéries appartenant pour la plupart au genre *Nitrosomonas,* tandis que la transformation en nitrate fait intervenir des bactéries du genre *Nitrobacter.* Voici les équations décrivant le processus global:

1) $NH_3 + H_2O \rightleftharpoons NH_4^+ + OH^-$
2) $NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \rightleftharpoons NO_2^- + H_2O + 2H^+$
3) $NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \rightleftharpoons NO_3^-$

Il y a formation d'hydroxylamine comme intermédiaire. La température, la quantité d'oxygène disponible et le pH de l'eau sont des facteurs qui déterminent la vitesse d'oxydation. Le pH optimal pour la nitrification est d'environ 8,5. En milieux acides, la vitesse de conversion est faible et parfois nulle. Le déversement d'une grande quantité d'ammoniac dans un plan d'eau augmente le pH de l'eau, comme l'indique l'équation 1 qui précède (Ammonia, 1979; API, 1981; Kormondy, 1969). D'autres processus naturels éliminent l'ammoniac des systèmes aquatiques. Parmi ces processus, on compte l'adsorption sur des particules de matière en suspension, la formation d'azote moléculaire par réaction avec des nitrites (en conditions acides, pH < 5), et le dégagement dans l'atmosphère à travers l'interface eau-air. Les vitesses d'émission dans l'atmosphère augmentent avec la vitesse du vent, la température et le pH (API, 1981).

On peut difficilement faire des généralisations sur le devenir de l'ammoniac rejeté dans les eaux de surface avec les effluents des procédés de fabrication et les eaux de dilution utilisées en cas d'urgence ou encore à la suite d'un déversement direct. Bien entendu, lorsqu'il y a déversement direct, l'ammoniac déversé sature au départ le système immédiat et surcharge complètement bon nombre des processus de dissipation naturels. L'évaporation constitue évidemment le principal processus d'élimination tant qu'il n'y a pas eu dilution suffisante ou que l'exécution de travaux de nettoyage n'a pas permis de réduire suffisamment la teneur pour que les processus biologiques prédominent. Le cycle de l'azote est extrêmement complexe et comporte des processus biologiques concurrents qui interviennent simultanément dans les divers microhabitats constituant les écosystèmes aquatiques; la vitesse de ces processus dépend de variables environnementales comme le pH, la température et la turbulence. Outre ces processus biolo-

giques, il y a l'évaporation, l'adsorption et la décomposition chimique. Il faut effectuer des études spécifiques sur les lieux pour comprendre le devenir de l'ammoniac dans un plan d'eau donné (API, 1981).

6.5.1.2 **Air.** – L'ammoniac en solution neutre ou alcaline s'évapore et s'échappe dans l'atmosphère où une certaine partie s'oxyde pour donner des oxydes d'azote et des nitrates, qui contribuent de façon importante à l'acidité totale de la pluie (Ammonia, 1979).

6.5.2 **Vitesse de biodégradation.** – La durée de séjour de l'ammoniac dans l'atmosphère est faible (5 à 10 jours); la teneur en ammoniac varie beaucoup dans la troposphère selon les conditions météorologiques. On suppose que l'ammoniac se combine avec les sulfates dans l'atmosphère ou qu'il est entraîné avec la pluie qui le retourne rapidement dans le sol (Ammonia, 1979).

6.6 Devenir et effets à long terme

6.6.1 **Bioaccumulation et bioamplification dans la chaîne trophique.** – L'ammoniac est un produit naturel qui ne laisse aucun résidu persistant (Ammonia, 1979). Il n'y a donc aucun risque de bioaccumulation dans les organismes vivants ni de bioamplification dans la chaîne trophique (OHM-TADS, 1981).

6.6.2 **Résumé.** – À quelques exceptions près, l'azote présent dans tous les organismes vivants est dans le même état d'oxydation que l'ammoniac. L'ammoniac est une substance nutritive essentielle à la vie. Les effets néfastes se produisent lorsqu'il y a une quantité insuffisante ou excessive de composés ammoniacaux qui correspond à un maximum ou un minimum disponible. En présence d'un excès d'ammoniac, les processus qui, en fin de compte, transforment l'ammoniac en protéines et en acides nucléiques risquent d'être surchargés. L'ammoniac à l'état libre peut alors s'accumuler et causer des effets secondaires dont certains sont néfastes, en perturbant le métabolisme dans tout l'organisme ou en piégeant les protons et provoquer ainsi une hausse locale du pH. On se trouve en présence d'un excès d'ammoniac à la suite d'un déversement ou d'un rejet de quantités excessives de ce produit dans l'air, sur le sol ou dans l'eau ou encore lorsque les mécanismes d'absorption tissulaire sont défectueux (comme les troubles métaboliques des processus assurant l'absorption de l'ammoniac par le foie, etc.) (Ammonia, 1979).

Plus de 99,5 p. 100 de l'ammoniac qui se trouve dans l'atmosphère provient des processus biologiques. Par conséquent, l'ammoniac est un constituant «naturel» de la troposphère où on le trouve en teneurs bien inférieures aux teneurs dangereuses pour l'homme, les animaux et les plantes (Ammonia, 1979).

6.7 Ammoniac dans le sol

L'ammoniac, estime-t-on, est lié aux eaux souterraines par l'attraction entre les micelles de sol chargées négativement et l'ion ammonium chargé positivement. Dans le sol, l'absorption de l'ammoniac fait intervenir quatre mécanismes principaux: absorption chimique (échangeable), fixation, réaction avec la matière organique et absorption physique. En général, l'ammoniac lié chimiquement peut être éliminé à l'aide d'une solution d'un sel comme le chlorure de potas-

sium (KCl) qui est ensuite éliminé par aération. L'ammoniac fixé (non échangeable) réagit avec les constituants du sol pour donner des composés insolubles. Ce type de fixation fait intervenir, semble-t-il, des minéraux argileux comme l'illite et la vermiculite. Ces substances peuvent aussi fixer le potassium échangeable qui réagit avec la lignine pour former des complexes. On observe alors une diminution de la susceptibilité de l'ammoniac à la nitrification, accompagnée en général d'une diminution de la quantité disponible. Certains ont proposé d'employer le terme «non échangeable» au lieu du terme «fixé», car l'ammoniac ainsi retenu ne peut être extrait à l'aide d'une solution de chlorure de potassium. La réaction avec la matière organique donne des composés possédant divers degrés de stabilité et d'extractibilité. Avec ces produits, il peut être nécessaire d'effectuer un traitement avec divers acides et(ou) bases pour réaliser l'extraction (Hesse, 1971; API, 1981).

Les ions ammonium se comportent différemment dans divers sols et diverses conditions chimiques. Par exemple, les sols argileux retiennent plus efficacement les ions ammonium que les sols sableux; les sols acides fixent plus étroitement les ions ammonium que les sols dont le pH est élevé. Lorsque la capacité d'échange cationique du sol est saturée, par exemple après un déversement, il peut y avoir lessivage et transport des ions ammonium (API, 1981).

6.7.1 Dégradation dans le sol. – Comme nous l'avons mentionné ci-dessus, l'ion ammonium peut être immobile dans le sol. Ce comportement dépend du type de sol, de sa composition chimique et de sa capacité d'échange cationique. Dans les argiles, l'ion positif a tendance à s'adsorber sur les sites négatifs des colloïdes argileux. L'ammoniac peut se substituer (s'échanger avec) aux ions potassium dans le réseau d'un minéral argileux, ou, à l'inverse, être échangé par extraction avec une solution de sel de potassium.

L'ammonium est transformé par nitrification (oxydation) microbienne en nitrite puis en nitrate. L'ion nitrate est plus mobile que l'ion ammonium dans le sol, et il peut être transporté jusqu'à la rhizosphère où les plantes peuvent l'absorber, ou plus loin encore jusque dans les eaux souterraines ou les cours d'eau et les rivières à proximité et, en fin de compte, jusque dans l'océan. Comme nous l'avons mentionné plus tôt, l'ammonium peut également être transporté si les conditions s'y prêtent.

7 PROTECTION DE LA SANTÉ

Il existe de nombreux ouvrages sur les effets, chez l'homme, d'une exposition à l'ammoniac survenue à la suite d'un déversement accidentel ou dans des conditions expérimentales. Les résultats des travaux de recherche s'accordent sur les propriétés irritantes de l'ammoniac. Toutefois, il faudrait effectuer des travaux additionnels pour déterminer le temps d'exposition minimal et les teneurs minimales dans le cas de déversements et identifier les problèmes de santé susceptibles de survenir à long terme à la suite d'une brève exposition à une dose massive d'ammoniac (PNL, 1981). Depuis 1976, le répertoire TOX TIPS (résumé des recherches en cours) ne rapporte aucune étude sur la toxicité de l'ammoniac. Il existe peu de renseignements quant aux pouvoirs cancérogènes et mutagènes de ce produit chimique.

Les données toxicologiques sont extraites de sources dignes de confiance. Il est à noter que certaines données valent pour des expositions de longue durée à de faibles teneurs, de sorte qu'elles ne s'appliquent pas nécessairement dans les cas de déversements.

7.1 Normes d'exposition recommandées

Les normes d'exposition recommandées pour l'ammoniac sont fondées sur ses propriétés irritantes. Les directives des provinces, au Canada, sont généralement semblables à celles qui sont élaborées par l'ACGIH aux États-Unis, sauf indication contraire.

Directive (temps)	Origine	Teneur recommandée	Référence
		Teneur pondérée en fonction du temps	
TLV® (8 h)	ACGIH	25 ppm (18 mg/m^3)	TLV, 1983
PEL (8 h)	OSHA	50 ppm (35 mg/m^3)	NIOSH/OSHA, 1981
–	Suisse	25 ppm (18 mg/m^3)	ILO, 1980
–	URSS	≃28 ppm (20 mg/m^3)	ILO, 1980
–	République démocratique d'Allemagne	33 ppm (25 mg/m^3)	ILO, 1980
	République fédérale d'Allemagne	50 ppm (35 mg/m^3)	ILO, 1980
		Teneur admissible pour des expositions de courte durée	
STEL	ACGIH	35 ppm (27 mg/m^3)	TLV, 1983
Teneur plafond (5 mn)	NIOSH	50 ppm (35 mg/m^3)	NIOSH/OSHA, 1981
		Autres aspects de la toxicité pour l'homme	
IDLH	NIOSH	500 ppm (350 mg/m^3)	NIOSH Guide, 1978
Teneur létale minimale (5 mn)		30 000 ppm	RTECS, 1979
Teneur létale minimale (3 h)		10 000 ppm	ITII, 1981
Teneur létale minimale (inhalation)(solution aqueuse)		5000 ppm	RTECS, 1979
Dose létale minimale (anhydre)		132 mg/kg	RTECS (on-line), 1981

Directive (temps)	Origine	Teneur recommandée	Référence
Dose létale minimale (voie orale) (solution aqueuse, 44 p. 100 de NH_3)		43 mg/kg	RTECS, 1979
Teneur toxique minimale (irritation)		20 ppm	RTECS (on-line), 1981
Teneur toxique minimale (yeux) (solution aqueuse)		700 ppm	RTECS, 1979
Teneur toxique minimale (inhalation et irritation) (solution aqueuse, 44 p. 100 de NH_3)		408 ppm	RTECS, 1979
Teneur toxique minimale (voie cutanée)		1 000 mg/kg pouvoir cancérogène soupçonné	ITII, 1981

7.1.1 **Indice de toxicité par inhalation (ITI).** – Cet indice représente une mesure de la capacité d'une substance à produire un effet nocif à la suite de son inhalation. On le calcule comme suit:

ITI = 1315,12 (pression de vapeur en mm de Hg/TLV® en ppm). Dans le cas de l'ammoniac, dont la pression de vapeur à 21 °C est de 6661 mm de Hg (888 kPa), cela donne:

$$\text{ITI} = \frac{1315{,}12 \times 6661}{25} = 3{,}5 \times 10^5 \text{ à } 21\ ^\circ\text{C}$$

7.2 Données sur les effets toxiques

7.2.1 Contact avec la peau

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
• CHEZ L'HOMME		
de 2 % à 3 %	TT min. Brûle la peau humide	AAR, 1981
21 000 mg/m^3	Brûlures cutanées. Vésiculation	NIOSH/OSHA, 1981
7 000 mg/m^3	Irritant pour la peau humide	NIOSH/OSHA, 1981
> 1400 mg/m^3 (quelques secondes)	Brûlures cutanées, ampoules	NSC, 1979
700 mg/kg/m^3	TT min. Pouvoir cancérogène soupçonné	ITII, 1981
Solution aqueuse 1:1 (13 mn)	Ampoules intraépidermiques	Patty, 1981

7.2.2 Contact avec les yeux

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
• CHEZ L'HOMME		
698 ppm	TT min. Irritation	AAR, 1981
Un cas	Coloration de la cornée, chémosis, perte du réflexe pupillaire, pigmentation du cristallin, uvéite	Patty, 1981
134 ppm (5 mn)	Larmoiement, irritation oculaire	NIOSH, 1974
20 ppm en moyenne (exposition professionnelle)	Certains travailleurs souffraient de conjonctivite; les travailleurs inaccoutumés se plaignaient d'irritation oculaire	NIOSH, 1974
• CHEZ LE LAPIN		
750 µg (solution aqueuse)	Irritation grave	RTECS, 1979
44 µg (solution aqueuse)	Irritation modérée	RTECS, 1979

7.3 Seuil de perception des caractères organoleptiques

7.3.1 Odeur. – L'ammoniac a une odeur très piquante. Valeur du seuil de perception de l'odeur: 167 300 (AAR, 1981).

Paramètre	Milieu		Teneur	Référence
Seuil de perception	air		53 ppm	APM, 1967
	air		50 ppm	Doc. TLV, 1980
	air		46,8 ppm	Leonardos, 1969
	air		<5 ppm	APM, 1967
	air		1 ppm	Doc. TLV, 1980
	air		1 à 5 ppm	NIOSH/OSHA, 1981
	air		0,6 à 0,7 ppm	Saifutdinov, 1966, dans NIOSH, 1974
Seuil d'identification	air		46,8 ppm	Sullivan, 1969
	air		0,7 ppm	Sullivan, 1969
	air		0,037 ppm	Sullivan, 1969
Seuil d'identification supérieur	air		52,3 ppm	AAR, 1981
Seuil de perception supérieur	air		2,6 ppm	OHM-TADS, 1977
Seuil de perception	air		0,5 ppm	OHM-TADS, 1977
Seuil de perception inférieur	air		0,32 ppm	OHM-TADS, 1977
Plage des seuils de perception inférieurs	air		0,026 à 37 mg/m^3	Verschueren, 1977
Plage des seuils de perception inférieurs	air	air	0,037 à 0,049 ppm	AAR, 1981
Seuil de perception individuel	air		$6{,}6 \times 10^{-4}$ ppm	AAR, 1981
Plage des seuils de perception individuels	air	air	0,00066 à 0,049 ppm	Verschueren, 1977

Paramètre	Milieu	Teneur	Référence
Plage des seuils d'identification pour la population	air	21,4 à 46,8 ppm	AAR, 1981
Seuil d'identification à 100 %	air	55 ppm	Verschueren, 1977

7.3.2 Goût. – L'ammoniac a un goût amer.

Paramètre	Milieu	Teneur	Référence
Seuil de goût moyen	eau	34 ppm	ASTM, 1980
Seuil de goût moyen	café	34 ppm	OHM-TADS, 1977
Seuil de goût inférieur	–	0,037 ppm	AAR, 1981

7.4 Études des effets

Teneur (ppm)	Effets
• CHEZ L'HOMME (Kirk-Othmer, 1978)	
20	Première odeur perceptible
40	Quelques individus peuvent souffrir d'une légère irritation oculaire
100	Irritation notable des yeux et des voix nasales ainsi que de la partie supérieure de l'appareil respiratoire
400	Irritation grave de la gorge, des voix nasales et de la partie supérieure de l'appareil respiratoire
700	Irritation grave des yeux; aucun effet permanent lorsque l'exposition se limite à moins de 30 mn
1 700	Toux grave, spasmes bronchiques; une exposition de moins de 30 mn peut être fatale
5 000	Oedème grave, étranglement, asphyxie; presque immédiatement fatale

7.4.1 Inhalation

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
	A. Exposition de courte durée	
• CHEZ L'HOMME		
21 000 mg/m^3 (5 mn)	TL min.	RTECS, 1979
7 000 mg/m^3 (3 h)	TL min.	ITII, 1981
7 000 mg/m^3	Toux immédiate, dyspnée, vomissement, mort causée par une insuffisance cardiaque, 6 heures après l'exposition	Mulder *et al.*, 1967, dans NIOSH, 1974
7 000 à 35 000 mg/m^3	Spasme respiratoire et asphyxie rapide	Braker, 1977
7 000 à 3 500 mg/m^3 (30 mn)	Rapidement fatale après une exposition de courte durée	Ammonia, 1979

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
4 550 à 1 750 mg/m^3	Dyspnée, bronchospasmes, oedème pulmonaire	
4 550 à 1 750 mg/m^3 (30 mn)	Dangereux même après une exposition de courte durée	Ammonia, 1979
2 100 à 1 400 mg/m^3	Toux convulsive, irritation oculaire grave	Braker, 1977
1 204 mg/m^3	TT min. Attaque les poumons	AAR, 1981
1 190 mg/m^3	Oedème pulmonaire	NSC, 1979
490 mg/m^3	Peut endommager la cornée	NSC, 1979
490 à 280 mg/m^3	Irritation immédiate des yeux, du nez et de la gorge	Patty, 1981
350 mg/m^3 (30 mn)	Irritation de la partie supérieure des voies respiratoires, larmoiement	Patty, 1981
350 mg/m^3 (30 mn)	Respiration courte et irrégulière, hyperpnée, augmentation de la pression sanguine et du pouls, larmoiement, irritation des voies respiratoires supérieures	Silverman *et al.* dans NIOSH, 1974
350 mg/m^3 (30 mn à 1 h)	Mort	Ammonia, 1979
350 à 210 mg/m^3 (1 h)	Teneur maximale admissible	Patty, 1981
350 à 210 mg/m^3 (30 mn à 1 h)	Teneur maximale admissible pour de courtes durées d'exposition	Ammonia, 1979
288 mg/m^3	TT min. Irritation de la gorge (solution aqueuse)	RTECS, 1979
140 mg/m^3 (2 h)	Irritation grave. Aucun effet sur la capacité respiratoire, augmentation du volume expiré et inspiré	Patty, 1981
94 mg/m^3 (5 mn)	Irritation des yeux, larmoiement, irritation du nez, de la gorge et de la poitrine	Ind. Biotest Labs, 1973, dans NIOSH, 1974
70 mg/m^3 (8 h)	Teneur maximale sans effet	Braker, 1977
70 mg/m^3 (2 à 6 h)	Irritation du nez (6 cas sur 6), irrritation des yeux (3 cas sur 6), irritation de la gorge (2 cas sur 6)	Patty, 1981
70 à 35 mg/m^3 (1 h)	Teneur maximale admissible pour de courtes durées d'exposition	Ammonia, 1979
50 mg/m^3 (5 mn)	Irritation du nez, de la gorge et des yeux	Ind. Biotest Labs, 1973, dans NIOSH, 1974
35 mg/m^3 (2 à 6 h)	Légère irritation du nez	NIOSH/OSHA, 1981
35 mg/m^3 (10 mn)	Irritation modérée (4 cas sur 6), odeur très pénétrante	MacEwan *et al.*, 1979, dans NIOSH, 1974
35 à 22 mg/m^3 (5 mn)	Assèchement du nez	Ind. Biotest Labs, 1973, dans NIOSH, 1974
22 mg/m^3 (5 mn)	Assèchement du nez (1 cas sur 10)	NIOSH/OSHA, 1981
21 mg/m^3 (10 mn)	Une certaine irritation, odeur très pénétrante (2 cas sur 60)	MacEwan *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
17 mg/m^3 (2 à 6 h)	Irritation du nez (2 cas sur 6)	Patty, 1981
14 mg/m^3	TT min. (irritant)	RTECS, 1979

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
• CHEZ LE COBAYE		
17 500 à 14 000 mg/m^3 (5 mn)	Irritation des voies respiratoires, cécité permanente (1 cas sur 2)	Underwriter's Lab, 1933, dans NIOSH, 1974
17 500 à 14 000 mg/m^3 (9 mn)	Mort (1 cas sur 2)	Underwriter's Lab, 1933, dans NIOSH, 1974
17 500 à 14 000 mg/m^3 (30 mn)	Respiration très laborieuse, cécité (1 cas sur 1)	Underwriter's Lab, 1933, dans NIOSH, 1974
4 200 à 3 500 mg/m^3 (30 s)	Larmoiement, écoulement du nez, respiration laborieuse	Underwriter's Lab, 1933, dans NIOSH, 1974
4 200 à 3 500 mg/m^3 (5 mn)	Inflammation des yeux, du nez, respiration irrégulière, haut-le-coeur, cécité temporaire	Underwriter's Lab, 1933, dans NIOSH, 1974
4 200 à 3 500 mg/m^3 (30 mn)	Toux violente, cécité permanente (1 cas sur 2)	Underwriter's Lab, 1933, dans NIOSH, 1974
4 200 à 3 500 mg/m^3 (60 mn)	Respiration superficielle, cécité permanente	Underwriter's Lab, 1933 dans NIOSH, 1974
4 200 à 3 500 mg/m^3 (120 mn)	Respiration à peine perceptible, cécité	Underwriter's Lab, 1933 dans NIOSH, 1974
3 500 mg/m^3 (5 mn)	TL min.	RTECS, 1979
• CHEZ LE LAPIN		
7 250 mg/m^3 (1 h)	TL min. approximative. La partie supérieure de l'appareil respiratoire absorbe l'ammoniac et l'empêche d'endommager la trachée et les bronches	Boyd *et al.*, 1944, dans NIOSH, 1974
7 050 mg/m^3 (1 h)	DL50	Patty, 1981
4 900 mg/m^3 (1 h)	TL min.	RTECS, 1979
1 540 mg/m^3 (45 mn)	Diminution moyenne de l'activité ciliaire: 17 p. 100; absorption de NH_3 par le nasopharynx: 95 p. 100	Dalhamn, 1963, dans NIOSH, 1974
754 mg/m^3	TL50	Sax, 1979
700 à 350 mg/m^3 (5 mn)	Arrêt de l'activité ciliaire dans la trachée incisée	Dalhamn et Sjoholm, 1963, dans NIOSH, 1974
700 à 322 mg/m^3 (5 mn)	Interruption de l'activité ciliaire dans la trachée réséquée	Dalhamn et Sjoholm, 1963, dans NIOSH, 1974
350 mg/m^3 (5 mn)	Arrêt de l'activité ciliaire dans les sections réséquées de la trachée	Cralley, 1942, dans NIOSH, 1974
280 mg/m^3 (10 mn)	Arrêt de l'activité ciliaire dans les sections réséquées de la trachée	Cralley, 1942, dans NIOSH, 1974
280 à 189 mg/m^3 (5 mn)	Arrêt ou forte diminution du battement ciliaire	Dalhamn et Sjoholm, 1963, dans NIOSH, 1974
140 mg/m^3 (9,5 mn)	Arrêt temporaire de l'activité ciliaire	Cralley, 1942, dans NIOSH, 1974
70 mg/m^3 (2,5 à 3 h)	Diminution de 33 p. 100 du rythme respiratoire; augmentation de la profondeur de la respiration avec la durée d'exposition; augmentation du taux de CO_2 sanguin	Mayan et Merilan, 1972, dans NIOSH, 1974

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
35 mg/m^3 (2,5 à 3 h)	Diminution de 33 p. 100 du rythme respiratoire	Mayan et Merilan, 1972, dans NIOSH, 1974
• CHEZ LE CHAT		
7 250 mg/m^3 (1 h)	TL50 approximative; la partie supérieure de l'appareil respiratoire absorbe l'ammoniac et l'empêche d'endommager la trachée et les bronches, augmentant ainsi les chances de survie	Boyd *et al.*, 1944, dans NIOSH, 1974
7 050 mg/m^3 (1 h)	DL50	Patty, 1981
4 900 mg/m^3 (1 h)	TL50	RTECS, 1979
754 mg/m^3 (1 h)	TL50	Sax, 1979
700 mg/m^3 (10 mn)	TT min.	RTECS (on-line), 1981
• CHEZ LE RAT		
7 600 mg/m^3 (2 h)	TL50	Patty, 1981
5 100 mg/m^3 (1 h)	TL50	OHM-TADS, 1981
3 500 mg/m^3 (30 à 40 mn)	Mort. De 0 à 3 500 mg/m^3, augmentation graduelle de la consommation d'oxygène (jusqu'à 150 p. 100)	Ammonia, 1979
2 100 mg/m^3 (2,5 à 3 h)	Mort	Ammonia, 1979
1 400 mg/m^3 (4 h)	TL min.	ITII, 1981
700 mg/m^3 (16 h)	Mort	Ammonia, 1979
700 mg/m^3 (16 h)	Aucun effet notable pendant l'exposition. Mort d'un rat, 12 heures après l'exposition - congestion du cerveau, du foie et des reins, hémorragie et oedème pulmonaires	Weedon *et al.*, 1940, dans NIOSH, 1974
63 mg/m^3 (5 s)	Interruption temporaire de l'activité ciliaire de la trachée incisée	Dalhamn, 1956, dans NIOSH, 1974
32 mg/m^3 (10 s)		
14 mg/m^3 (20 s)		
5 mg/m^3 (150 s)		
2 mg/m^3 (7 à 8 mn)		
• CHEZ LA SOURIS		
10 500 à 1 750 mg/m^3	En mélange avec CO, CO_2, survie prolongée avant le collapsus. Mécanisme inconnu	Ammonia, 1979
9 060 à 6 140 mg/m^3 (10 mn)	Forte excitation, irritation grave des yeux et de la partie supérieure de l'appareil respiratoire. Mort de 100 (n = 180) animaux pendant l'exposition et de 7 animaux entre le 6^e et le 10^e jour après l'exposition	Silver et McGrath, 1948, dans NIOSH, 1974
7 105 mg/m^3 (10 mn)	TL50	Silver et McGrath, 1948, dans NIOSH, 1974

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
3 500 mg/m^3 (10 à 20 mn)	Mort	Ammonia, 1979
3 386 mg/m^3 (1 h)	TL50	RTECS, 1981
3 360 mg/m^3 (1 h)	TL50	OHM-TADS, 1981
3 310 mg/m^3 (2 h)	TL50	Patty, 1981
2 100 mg/m^3 (2,5 à 3 h)	Mort. De 0 à 2 100 mg/m^3, augmentation graduelle de la consommation d'oxygène (jusqu'à 127 p. 100)	Ammonia, 1979
700 mg/m^3 (16 h)	Aucun effet notable pendant l'exposition. Mort d'une souris 12 heures après l'exposition - congestion du cerveau du foie et des reins, hémorragie et oedème pulmonaire	Weedon *et al.*, 1940, dans NIOSH, 1974
700 mg/m^3 (16 h)	Mort	Ammonia, 1979
210 mg/m^3 (10 mn)	Diminution du rythme respiratoire de 15 p. 100	Kane, 1979
	B. Exposition de longue durée	
• CHEZ L'HOMME		
88 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Réellement irritant	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974
88 à 70 mg/m^3 (exposition quotidienne)	Irritation des yeux et de la partie supérieure de l'appareil respiratoire	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974
32 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Une certaine irritation oculaire, odeur forte	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974
26 à 6 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Fatigue olfactive	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974
20 à 10 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Irritation oculaire très légère	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974
20 à 30 mg/m^3	Irritation oculaire à peine perceptible ou modérée	NIOSH/OSHA, 1981
20 à 2 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Odeur prononcée mais non désagréable	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974
18 à 14 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Teneur maximale admissible pour exposition professionnelle (sans plainte)	Doc. TLV, 1980
14 mg/m^3 (exposition professionnelle)	Conjonctivite, irritation des yeux et de l'appareil respiratoire chez les travailleurs non acclimatés	Pagnotto (communication personnelle), dans NIOSH, 1974

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
• CHEZ LE SINGE		
470 mg/m^3 (90 jours)	Inflammation des interstices pulmonaires	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
155 mg/m^3 (8 h/jour, 5 jours/sem. pendant 6 sem.)	Pneumonite focale, 1 animal sur 3	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
40 mg/m^3 (114 jours, continue)	Aucun signe de toxicité. Aucune anomalie pulmonaire	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
• CHEZ LE PORC		
102 mg/m^3 (5 sem.)	Sécrétions nasales, lacrymales et orales excessives. Toux	Stombaugh *et al.*, 1969, dans NIOSH, 1974
74 mg/m^3 (6 sem.) (36 à 112 mg/m^3)	Des porcelets fraîchement sevrés souffraient d'une légère irritation oculaire, de larmoiement et de photophobie, mais ils se sont acclimatés	Doig et Willoughby, 1971, dans NIOSH, 1974
43 mg/m^3 (5 sem.)	Sécrétions nasales, lacrymales et orales excessives. Toux, mais trois fois moins fréquentes que pour une dose de 102 mg/m^3	Stombaugh *et al.*, 1969, dans NIOSH, 1974
• CHEZ LE CHIEN		
770 mg/m^3 (8 h/jour, 5 jours/sem. pendant 6 sem.)	Irritation oculaire légère ou modérée, gêne respiratoire, puis adaptation	Coon *et al.*, dans NIOSH, 1974
470 mg/m^3 (90 jours)	Irritation oculaire, larmoiement et écoulement nasal abondants; inflammation des interstices pulmonaires	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
40 mg/m^3 (114 jours, continue)	Aucun signe de toxicité, aucune anomalie pulmonaire	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
• CHEZ LE LAPIN		
10 500 à 3 500 mg/m^3 (continue)	Survie de 53 jours, en comparaison de 4 à 15 jours chez les cobayes	Ammonia, 1979
770 mg/m^3 (30 jours, 8 h/jour)	Irritation oculaire légère ou moyenne, difficultés respiratoires, puis adaptation	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
470 mg/m^3 (90 jours)	Érythème, opacité cornéenne; inflammation des interstices pulmonaires	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
40 mg/m^3 (114 jours)	Aucun signe de toxicité, aucune anomalie pulmonaire	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
• CHEZ LE COBAYE		
770 mg/m^3 (30 jours, 8 h/jour)	Aucune modification inflammatoire des poumons	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
470 mg/m^3 (90 jours)	Mort (4 sur 5), inflammation des interstices pulmonaires	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
119 mg/m^3 (60 jours, 6 h/jour)	Aucun effet délétère	Weatherby, 1952, dans NIOSH, 1974

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
119 mg/m^3 (90 jours, 6 h/jour)	Congestion de la rate, du foie et des reins, dégénérescence des surrénales, destruction accrue du sang. Poumons normaux	Weatherby, 1952, dans NIOSH, 1974
102 à 43 mg/m^3 (5 sem.)	Augmentation de l'irritation des voies respiratoires avec la teneur, diminution de l'alimentation et du gain de poids avec la teneur	Ammonia, 1979
40 mg/m^3 (114 jours, continue)	Aucun signe de toxicité, aucune anomalie pulmonaire, modification inflammatoire non spécifique des poumons	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
• CHEZ LE RAT		
770 mg/m^3 (30 jours, 8 h/jour)	Aucune modification inflammatoire des poumons	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
770 mg/m^3 (90 jours)	Mort (13 sur 15). Inflammation des interstices pulmonaires	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
455 mg/m^3 (65 jours)	Légère dyspnée, irritation nasale, mort de 50 sujets sur 51 après 65 jours	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
269 mg/m^3 (90 jours)	Légère irritation nasale (25 p. 100), numération leucocytaire légèrement élevée (10 p. 100)	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
127 mg/m^3 (90 jours)	Aucune anomalie	Coon *et al.*, 1970, dans NIOSH, 1974
63 à 20 mg/m^3 (60 jours)	Aucun effet sur le poids, hématologie à 22 °C. Légère augmentation du poids à 10 °C	Patty, 1981
4 mg/m^3 (114 jours)	Aucun signe de toxicité	Patty, 1981

7.4.2 Ingestion

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
• CHEZ L'HOMME		
43 mg/kg	DL min. (NH_3 aqueux)	RTECS, 1979
• CHEZ LE RAT		
350 mg/kg	DL50 (anhydre et aqueux)	RTECS, 1979
• CHEZ LE CHAT		
750 mg/kg	DL min. (NH_3 aqueux)	RTECS, 1979

7.4.3 Mutagénicité

Exposition (teneur et durée)	Effets	Référence
• CHEZ *E. COLI*		
1500 ppm (3 h)	Altération du matériel génétique	RTECS, 1979
• CHEZ LE RAT		
19,8 mg/m^3 (16 sem.)	Aberrations chromosomiques cellulaires	RTECS, 1979

7.5 Symptômes de l'intoxication

L'homme peut être exposé à l'ammoniac sous forme de gaz (se dégageant des sources anhydres ou des solutions aqueuses), de liquide anhydre ou de solution aqueuse. En général, les effets du gaz ammoniac vont d'une légère irritation à la corrosion grave des membranes sensibles des yeux, du nez, de la gorge et des poumons. On estime que l'inhalation est la principale voie d'exposition au gaz ammoniac dont la conséquence la plus dangereuse pour l'homme serait la formation d'un oedème pulmonaire. De plus, le gaz a une action irritante sur la peau, particulièrement si elle est humide. L'ammoniac anhydre à l'état liquide peut produire des lésions tissulaires graves par congélation (le contact avec le produit provoque des brûlures du premier et du second degrés) et entraîner une action corrosive sur les tissus. Peu de rapports signalent des lésions dues à l'ingestion d'ammoniaque (solution aqueuse); il s'agit surtout de rapports médicaux concernant des tentatives de suicide et l'ingestion accidentelle par des enfants. Au contraire des autres bases, l'ammoniaque (solution aqueuse) est volatile et dégage du gaz ammoniac. Vu l'action corrosive de cette substance, l'ingurgitation de seulement 10^{-4} m^3 peut provoquer la perforation de l'oesophage, des contractions de l'estomac, des nécroses et même la mort. Les brûlures et les lésions causées par l'ammoniaque (solution aqueuse) viennent de la saponification des lipides des tissus épithéliaux et de la solvatation des protéines. Ces lésions nécessitent souvent le remplacement partiel ou total de l'organe affecté par des tissus intestinaux. Étant donné la volatilité de cette substance, l'ingurgitation d'ammoniaque affecte d'autres organes que la bouche, l'oesophage et l'estomac; en effet, elle peut provoquer des pneumonites et l'irritation des tissus oculaires. Ces dernières réactions sont cependant généralement moins graves, et les patients réagissent aux thérapeutiques classiques de soutien. En général, l'inhalation ou l'ingurgitation d'ammoniac ne produisent pas de signes d'intoxication systémique; les observations n'indiquent aucun effet cumulatif important à la suite d'une exposition de longue durée. Les mécanismes d'élimination de l'ammoniac par le corps sont très rapides et efficaces. Il n'a pas été démontré, chez l'homme ou chez d'autres animaux, que l'ammoniac est cancérogène, tératogène ou mutagène.

Des études effectuées sur des moutons ont montré que la forme toxique est l'ammoniac non ionisé (NH_3), et non pas l'ammoniac ionisé (NH_4^+). On a démontré que l'hydrolyse enzymatique de l'urée par les bactéries présentes dans le rumen des moutons produit de l'ammoniac à un taux supérieur au taux d'utilisation de l'ammoniac par ces bactéries pour la synthèse des protéines. L'excédent d'urée ingérée, qui constitue dans l'alimentation des ruminants une source d'azote non protéique, peut avoir des effets toxiques allant de l'agitation à la mort. On a montré que la quantité d'ammoniac non ionisé absorbé dans le sang était fonction du pH du liquide du rumen: il n'y avait aucune absorption à des pH de 6,21 et de 6,45; par contre, une hausse

du pH à 7,55, à 7,58 et 7,65 entraînait une absorption de plus en plus grande de l'ammoniac à travers la membrane épithéliale du rumen. D'autres études montrent que la diffusion de l'ammoniac à travers la barrière hémato-encéphalique est directement fonction de l'effet des divers sels ammoniacaux sur le pH sanguin. Il semble que les membranes cellulaires sont relativement imperméables à l'ammoniac ionisé (NH_4^+) et perméable à l'ammoniac non ionisé (NH_3).

Aucune référence n'est donnée pour les symptômes de nature courante mentionnés dans la plupart des documents consultés (Kirk-Othmer, 1978; Gosselin, 1976; API, 1981). Seuls les symptômes ou troubles de nature particulière ou inhabituelle sont suivis de la référence appropriée.

7.5.1 Inhalation

1. Irritation du nez, de la gorge et des yeux (sensation de brûlure).
2. Larmoiement, écoulement nasal.
3. Éternuement, toux.
4. Rougeur des muqueuses des lèvres, de la bouche, du nez et du pharynx (Dreisbach, 1980).
5. Enrouement et sensation de constriction du pharynx (Morris, 1956, dans NIOSH, 1974).
6. Difficultés à respirer et à avaler, causées en partie par le laryngospasme réflexe (MCA, 1947).
7. Laryngite, trachéite (Slot, 1938, dans NIOSH, 1974).
8. Oppression de la poitrine (Dreisbach, 1980).
9. Accès de toux. Toux persistante et résiduelle.
10. Les teneurs plus élevées provoquent l'enflure des lèvres, des paupières et de la conjonctive.
11. Vésiculation (Proctor, 1978).
12. Râles humides dans les poumons (Caplin, 1941, dans NIOSH, 1974).
13. Expectorations mousseuses roses (Proctor, 1978).
14. Diminution de la capacité vitale et de la capacité de diffusion, ainsi qu'augmentation du volume résiduel-capacité totale des poumons (Lépine et Soncy, 1962, dans NIOSH, 1947).
15. Augmentation de la pression sanguine, du taux d'ammoniac dans le sang et du taux d'azote non protéique dans le sérum (Schmidt et Vallencourt, 1948, dans NIOSH, 1974).
16. Vomissements (Sax, 1979).
17. Cécité temporaire (Dreisbach, 1980).
18. Dyspnée accompagnée de cyanose (Walten, 1972, dans NIOSH, 1974).
19. Bronchectasie, obstruction pulmonaire, entraînant l'hypoxie (Kass *et al.*, 1972, dans NIOSH, 1974).
20. Pneumonie ou bronchite d'origine chimique.
21. Perte de l'épithélium bronchique (Walten, 1972, dans NIOSH, 1974).
22. Carcinome épidermique de la cloison des fosses nasales (Shimkin *et al.*, 1954, dans NIOSH, 1974).
23. Congestion rénale, début de néphrite hémorragique (Slot, 1938, dans NIOSH, 1974).
24. Oedème pulmonaire.
25. Mort soudaine (Lefèvre, 1980).

7.5.2 Ingestion

1. Irritation de la bouche et de la gorge.
2. Douleur à la bouche, à la gorge, à la poitrine et à la partie supérieure de l'abdomen.
3. Nausées, vomissements.

4. Froideur et moiteur de la peau.
5. Rapidité et faiblesse du pouls.
6. Ultérieurement, on peut observer des perforations gastriques ou oesophagiennes accompagnées de fièvre et de douleurs abdominales plus prononcées.
7. L'irritation et l'oedème pulmonaires peuvent apparaître après un délai de 12 à 24 heures (Dreisbach, 1980).
8. Convulsions.
9. Collapsus.
10. Coma pouvant être précédé d'une période de convulsions.
11. Mort.

7.5.3 Contact avec la peau

1. Irritation, rougeur, oedème local.
2. Dermatites.
3. Brûlures et ampoules d'origine chimique qui crèvent et saignent (Patty, 1981).
4. Le contact avec l'ammoniac liquide provoque des gelures et la corrosion.

7.5.4 Contact avec les yeux.

1. Irritation de la conjonctive.
2. Enflure des paupières, spasmes des muscles de l'oeil (NIOSH, OSHA, 1981).
3. Ulcération de la conjonctive et de la cornée.
4. Oedème cornéen, provoquant des opacités, des uvéites et une diminution de l'acuité visuelle (Dupuy *et al.*, 1968, dans NIOSH, 1974).
5. Constriction de la pupille (White, 1971, dans NIOSH, 1974).
6. Perte de réflexe pupillaire (Patty, 1981).
7. Apparition de cataractes (Kass *et al.*, 1972, dans NIOSH, 1974).
8. Cécité temporaire (MCA, 1960).

7.6 Toxicité des produits de décomposition ou de combustion pour l'homme

Bien qu'on ne considère pas que l'ammoniac constitue un danger grave d'incendie ou d'explosion, une source d'énergie intense peut, dans les conditions propices, en provoquer l'inflammation ou l'explosion. Les produits normaux de combustions sont l'azote et l'eau. La température d'inflammation de l'ammoniac dans l'air est de 650 °C. L'ammoniac commence à se dissocier en azote et en hydrogène à environ 450 °C à 500 °C (Kirk-Othmer, 1978).

7.6.1 Hydrogène et azote. – L'hydrogène est un gaz incolore, inodore et sans saveur qui, avec l'air, donne des mélanges explosifs. En présence d'une source d'inflammation, le mélange air-gaz brûle en produisant une flamme non lumineuse (c.-à.-d. difficile à voir) très chaude. L'azote n'est pas toxique et agit simplement par asphyxie.

8 COMPATIBILITÉ CHIMIQUE

8.1 Compatibilité entre l'ammoniac et divers produits chimiques

Produit chimique ou groupe de produits chimiques	Production de chaleur	Incendie	Explosion	Formation de gaz inflammables	Polymérisation brutale	Décomposition	Formation de vapeurs toxiques	Formation de substances d'une plus grande toxicité	Augmentation de la pression dans les récipients fermés	Solubilisation	Réaction violente	Réaction non dangereuse	Remarques	Sources
En général														
Chaleur		•				•							Difficilement inflammable: ne s'enflamme qu'à des teneurs de l'air élevées.	Sax, 1979
Incendie			•										Risque modéré d'explosion lorsque l'ammoniac est exposé à une flamme.	Sax, 1979
Produit chimique particulier														
Acétaldéhyde											•		Avec le produit anhydre.	NFPA, 1978
Acide chlorique			•											NFPA, 1978
Acide hypochloreux			•			•							Au contact de l'acide hypochloreux, l'ammoniac gazeux fait explosion en produisant du chlore.	NFPA, 1978
Acide nitrique		•											Brûle dans une atmosphère de vapeurs d'acide nitrique.	NFPA, 1978
Acide picrique			•										Forme des sels explosifs.	NFPA, 1978
Acroléine				•										NFPA, 1978
Amidure de tétraméthylammonium			•										Au contact, se décompose en faisant explosion.	Bretherick, 1979
Anhydride chromique		•			•								Se décompose en devenant incandescant.	NFPA, 1978
Argent			•										Produit des composés explosifs de type fulminate.	NFPA, 1978

Produit chimique ou groupe de produits chimiques	Production de chaleur	Incendie	Explosion	Formation de gaz inflammables	Polymérisation brutale	Décomposition	Formation de vapeurs toxiques	Formation de substances d'une plus grande toxicité	Augmentation de la pression dans les récipients fermés	Solubilisation	Réaction violente	Réaction non dangereuse	Remarques	Sources
Azoture de chlore			•										Forme un liquide explosif.	Bretherick, 1979
Azoture de thiocarbonyle thiocyanate			•										Réagit en faisant explosion.	Bretherick, 1979
Bore				•									Dégagement d'hydrogène.	NFPA, 1978
Brome			•										Forme du tribromure d'azote qui est explosif.	NFPA, 1978
Bromure d'hydrogène										•			Au contact.	NFPA, 1978
Calcium	•	•											Réagit à la température ambiante; devient incandescent aux températures élevées.	Bretherick, 1979
Chlorate de potassium										•			Avec l'ammoniac gazeux.	Bretherick, 1979
Chlore			•										En présence de chaleur, forme du trichlorure d'azote qui est explosif.	NFPA, 1978
Chlorosilane				•									Peut former du trisilyl-ammoniac qui est inflammable.	NFPA, 1978
Chloro-1 dinitro-2,4 benzène	•		•										Dans un récipient fermé.	Bretherick, 1979
o- ou p- chloronitrobenzène	•					•							Dans un récipient fermé.	Bretherick, 1979
Chlorure de chromyle		•											Provoque l'inflammation.	NFPA, 1978
Chlorure de nitryle											•		L'ammoniac liquide réagit violemment à toutes les températures.	NFPA, 1978
Chlorure d'or (III)			•										Donne des composés explosifs de type fulminate 60.	Bretherick, 1979
Chlorure de thionyle			•										Peut former du trichlorure d'azote qui est explosif.	Bretherick, 1979

Produit chimique ou groupe de produits chimiques	Production de chaleur	Incendie	Explosion	Formation de gaz inflammables	Polymérisation brutale	Décomposition	Formation de vapeurs toxiques	Formation de substances d'une plus grande toxicité	Augmentation de la pression dans les récipients fermés	Solubilisation	Réaction violente	Réaction non dangereuse	Remarques	Sources
Chlorure de thiotrithiazyle			•										Absorbe rapidement l'ammoniac puis fait explosion.	Bretherick, 1979
Dichlorure d'éthylène			•										Lorsqu'on le mélange.	NFPA, 1978
Dichlorure de soufre			•										Forme du nitrure de soufre qui est explosif.	NFPA, 1978
Difluorure d'oxygène					•								Réagit en produisant des fumées blanches.	NFPA, 1978
Ferricyanure de potassium			•										Risque d'exploser si on le mélange.	NFPA, 1978
Fluor		•											Après le mélange ou au contact.	NFPA, 1978
Halogénures de tellure			•										Forme un mélange explosif si on le chauffe.	NFPA, 1978
Iode			•										Spontanément.	NFPA, 1978
Mercure			•										Produit des composés explosifs.	NFPA, 1978
Monoxyde de chlore			•										Lorsqu'on le mélange.	NFPA, 1978
Nitrate d'argent			•										Risque d'exploser après contact prolongé.	Bretherick, 1979
Nitrate de chloroformadinium										•				Bretherick, 1979
Or			•										Produit des composés de type fulminate, qui font explosion lorsqu'ils sont secs.	NFPA, 1978
Oxyde d'éthylène			•										Sous pression élevée dans un récipient clos.	NFPA, 1978
Oxygène (liquéfié)			•											Bretherick, 1979
Pentafluorure de brome	•		•											NFPA, 1978
Pentoxyde de phosphore												•	Réagit vivement.	NFPA, 1978
Perchlorate de magnésium	•		•							•			Au contact du gaz.	NFPA, 1978
Potassium			•										Peut former du trioxyde d'azote qui est explosif.	Bretherick, 1979

Produit chimique ou groupe de produits chimiques	Production de chaleur	Incendie	Explosion	Formation de gaz inflammables	Polymérisation brutale	Décomposition	Formation de vapeurs toxiques	Formation de substances d'une plus grande toxicité	Augmentation de la pression dans les récipients fermés	Solubilisation	Réaction violente	Réaction non dangereuse	Remarques	Sources
Soufre		•											Dans certaines conditions, peut former du nitrure de soufre qui est explosif.	NFPA, 1978
Stibine		•											Le mélange fait explosion si on le chauffe.	Bretherick, 1979
Tétroxyde d'azote		•											Fait explosion même à basse température.	NFPA, 1978
Trichloromélamine	•	•											La contamination par l'ammoniac peut, selon les conditions, provoquer une réaction accompagnée de flammes et d'une explosion.	NFPA, 1978
Trichlorure d'azote		•			•					•			Au contact, se décompose en faisant explosion.	Bretherick, 1979
Trifluorure d'azote		•											Risque d'exploser lorsqu'il s'enflamme.	NFPA, 1978
Trifluorure de chlore		•											Lorsqu'on le mélange.	NFPA, 1978
Triiodure de bore	•													NFPA, 1978
Trioxyde de phosphore										•			Réagit violemment s'il est chaud.	NFPA, 1978
Groupes de produits chimiques														
Acides minéraux non oxydants	•							•		•				EPA 600/2-80-076
Acides minéraux oxydants	•							•		•				EPA 600/2-80-076
Acides organiques	•							•						EPA 600/2-80-076
Agents oxydants	•	•											Réagit en général avec les agents oxydants.	Bretherick, 1979
Cétones	•									•			Auto-condensation de la cétone.	EPA 600/2-80-076
Chlorites		•											Réagit pour produire du chlorure d'ammonium qui est explosif.	NFPA, 1978

Produit chimique ou groupe de produits chimiques	Production de chaleur	Incendie	Explosion	Formation de gaz inflammables	Polymérisation brutale	Décomposition	Formation de vapeurs toxiques	Formation de substances d'une plus grande toxicité	Augmentation de la pression dans les récipients fermés	Solubilisation	Réaction violente	Réaction non dangereuse	Remarques	Sources
Composés halogénés		•											Réagit avec les principaux halogènes ou composés halogénés.	Bretherick, 1979
Composés organiques oliphatiques halogénés	•		•										Donne des oléfines inflammables et de l'acétylène.	EPA 600/2-80-076
Composés polymérisables	•			•										EPA 600/2-80-076
Époxydes	•			•										EPA 600/2-80-076
Esters	•												Hydrolyse jusqu'au sel et à l'alcool correspondants.	EPA 600/2-80-076
Explosifs	•	•											La réaction peut produire assez de chaleur pour provoquer une explosion.	EPA 600/2-80-076
Isocyanates	•			•	•								Les mono-isocyanates se décomposent. Les di-isocyanates se polymérisent.	EPA 600/2-80-076
Métaux alcalins et alcalinoterreux	•		•										Dégagement d'hydrogène.	EPA 600/2-80-076
Nitroalcanes et composés nitroaromatiques		•											Forme des sels qui sont explosifs lorsqu'ils sont secs.	EPA 600/2-80-076
Organophosphates	•													EPA 600/2-80-076
Substances réagissant avec l'eau	•	•	•			•				•			Peuvent donner des mélanges instables.	EPA 600/2-80-076

9 MESURES D'INTERVENTION ET DE SÉCURITÉ

9.1 Mesures recommandées

Les brefs exposés qui figurent dans la présente section sont repris des ouvrages sur lesquels a porté notre enquête bibliographique. Leur formulation originale a été respectée afin d'éviter toute déformation de sens. Ce faisant, il devenait impossible d'empêcher que n'apparaissent d'éventuels désaccords entre les sources. D'autre part, le lecteur notera que la mention d'une mesure ne constitue d'aucune façon une recommandation de la part d'Environnement Canada.

9.1.1 Risques d'incendie. – L'ammoniac ne constitue pas en général un risque d'incendie ou d'explosion; toutefois, une source importante et intense de chaleur peut enflammer le produit et/ou en provoquer l'explosion. La plage de teneurs présentant un risque d'inflammabilité/explosion s'étend en général de 16 à 25 p. 100 en volume dans l'air à la pression atmosphérique. Certaines références donnent des valeurs de 15 à 28 p. 100 (EST, 1978); d'autres donnent des valeurs de 16 à 27 p. 100 à 0 °C et de 15,5 à 28 p. 100 à 100 °C (Ullmann, 1974). Des tests d'inflammation effectués en vase ouvert avec de l'ammoniac liquide ont donné des flammes de courte durée mais aucune combustion soutenue. Toutefois, après inflammation, l'ammoniac brûle en produisant une flamme non lumineuse (c.-à-d. émettant peu de lumière visible). L'explosion d'un mélange ammoniac-air n'est possible, semble-t-il, qu'en milieu clos. Des solutions aqueuses à très faibles teneurs (au plus 1 p. 100) dégagent des vapeurs qui risquent de s'enflammer. La présence d'huile et d'autres substances combustibles augmente les risques d'incendie. La production d'hydrogène et d'azote par dissociation de la molécule commence à 450 °C. Les récipients contenant de l'ammoniac risquent de faire explosion lorsqu'ils sont exposés à la chaleur produite au cours d'un incendie (Kirk-Othmer, 1978; CE, 1978; NSC, 1979; GE, 1979; ERG, 1980).

9.1.2 Moyens d'extinction. – Refroidir avec de l'eau pulvérisée les récipients touchés par le feu afin de diminuer le risque de rupture des parois et de protéger les hommes qui tentent d'arrêter l'écoulement (GE, 1979; NFPA, 1978).
Petit feu: poudre sèche ou CO_2.
Grand feu: eau pulvérisée ou mousse.

Enlever les récipients du lieu de l'incendie si cela peut se faire sans risque. Rester à l'écart des extrémités des réservoirs (ERG, 1980).

9.1.3 Évacuation de la zone dangereuse. – Le présent paragraphe fournit des indications quant à la superficie à évacuer. Ces indications, qui sont tirées des sources bibliographiques consultées, ne sont pas toujours accompagnées, malheureusement, de données relatives à la quantité de polluant déversée, à la teneur en polluant de l'air, aux conditions météorologiques et aux caractéristiques du milieu. Aussi est-il recommandé au lecteur de comparer les chiffres qui apparaissent dans le tableau ci-dessous aux valeurs qui peuvent être obtenues en utilisant les méthodes de calcul de la zone dangereuse, à la section 5.3, lesquelles tiennent compte des facteurs susmentionnés.

Les distances indiquées ci-dessous ont été établies en fonction de vents dominants de 10 à 19 km/h (EAG, 1978).

Zone à évacuer en fonction de la superficie de la nappe

Superficie de la nappe	Rayon de la zone de danger immédiat	Superficie à évacuer, du côté sous le vent pour une sécurité maximale	
20 m^2	35 m (48 pas)	320 m de longueur sur	160 m de largeur
35 m^2	55 m (72 pas)	480 m –	320 m –
55 m^2	75 m (96 pas)	645 m –	320 m –
75 m^2	80 m (108 pas)	645 m –	480 m –

Dans le cas d'une explosion, la distance minimale de protection contre la volée d'éclats est de 600 m (dans toutes les directions).

9.1.4 Mesures d'intervention

9.1.4.1 Information générale. – Arrêter ou ralentir l'écoulement du produit si cela ne présente aucun risque. Éliminer tout ce qui pourrait être source d'inflammation (GE, 1979). Pulvériser de l'eau pour réduire la quantité de vapeurs et protéger les hommes qui tâchent d'arrêter l'écoulement (ERG, 1980; GE, 1979; NFPA, 1978). Éviter tout contact avec la peau et éviter d'inhaler (GE, 1979). Transporter à l'extérieur ou dans un endroit isolé et bien ventilé tout récipient dont la fuite ne peut être arrêtée en serrant l'écrou de presse-étoupe (HCG, 1981; MCA, 1960).

Si la fuite ne peut être arrêtée, placer le récipient dans une position telle que la fuite soit à la partie supérieure et que ne s'échappe que de l'ammoniac gazeux et non de l'ammoniac liquide. On peut absorber le gaz qui s'échappe à l'aide d'eau pulvérisée (NSC, 1979). Au besoin, on peut récupérer l'ammoniac liquide dans un récipient renfermant assez d'eau (10 parties d'eau pour une partie d'ammoniac) pour l'absorber (HCG, 1981).

Il se peut que l'ammoniac dans le récipient soit plus froid que l'eau utilisée; dans ce cas, il ne faut pas arroser le récipient car on réchaufferait alors l'ammoniac et on augmenterait la vitesse d'écoulement (HCG, 1981).

S'il y a fuite d'un récipient contenant une solution aqueuse d'ammoniac, on peut boucher le trou avec un sac en polyester (sac Glad) ou en polyester Imid (EPA 600/2-76-3). Le cellosize WP3H (hydroxyéthylcellulose) est un absorbant utile pour éliminer les vapeurs et confiner les solutions aqueuses d'ammoniac (Braley, 1982).

9.1.4.2 Déversement sur le sol. – Dans la mesure du possible, il faut tâcher de confiner le liquide en aménageant soit des digues soit de petits bassins. On le neutralise ensuite avec un acide dilué si cela ne présente aucun risque (EPA 670/2-75-042), puis on l'enlève en utilisant une technique adéquate.

9.1.4.3 Déversement dans l'eau. – Dans la mesure du possible, confiner la nappe en aménageant des digues ou des ouvrages de dérivation. L'eau polluée ainsi confinée peut être traitée comme il est indiqué ci-dessous.

9.1.5 Nettoyage et traitement

9.1.5.1 Déversement dans l'eau (d'un mélange ammoniac/eau ou d'ammoniaque (NH_4OH)). – On recommande d'utiliser du phosphate monosodique comme agent de neutralisation sur place, pour éviter d'appliquer une dose trop élevée, ce qui provoquerait une baisse

considérable du pH (CG-D-16-77). Il y aurait lieu d'envisager l'utilisation du clinoptilolite et d'autres zéolites naturelles qui sont des substances qui réagissent spécifiquement avec l'ammonium (OHM-TADS, 1981).

9.1.5.2 **Information générale.** – Pour épurer l'eau polluée, différentes techniques peuvent être utilisées (EPA 600/2-77-227). Premièrement: dilution avec de l'eau, suivie d'une neutralisation avec de l'acide chlorhydrique (pH 7,0). Deuxièmement: séparation par gravité des solides, suivie d'une neutralisation avec de l'acide sulfurique (pH 6,0 à 7,0), puis d'une filtration sur deux milieux de filtration. Retourner dans le séparateur les eaux de lavage en retour du système de filtration. Enfin: traitement des eaux filtrées sur une résine échangeuse d'ions, puis neutralisation avec de l'hydroxyde de sodium (pH 7,0).

Procédés qui se sont révélés utiles

Procédé	Pourcentage d'élimination
Épuration à l'air	90 (maximal) (EPA 600/8-80-042 E)
Oxydation chimique	36 (EPA 600/2-76-109)
Osmose inverse	88 à 98 (EPA 600/2-76-109)

9.1.6 **Élimination du polluant.** – Il ne faut jamais rejeter directement les solutions aqueuses d'ammoniac ou les eaux polluées par de l'ammoniac dans les égouts ou dans les eaux superficielles. Il faut neutraliser les solutions alcalines, soit sur place soit dans une installation de traitement des déchets, puis procéder à une épuration requise par les règlements fédéraux et provinciaux actuels avant de rejeter l'eau dans un milieu naturel. Toute boue produite au cours du traitement peut être enfouie dans une décharge contrôlée. Tout sol ou tout sédiment pollués peuvent être retournés, après épuration finale, dans un milieu naturel, dans la mesure où les règlements sont respectés.

9.1.7 **Appareils et vêtements de protection.** – Avant d'entrer dans une zone où ni la matière déversée ni ses propriétés ne sont connues, il est essentiel de se munir d'un appareil respiratoire autonome et de revêtir une combinaison entièrement étanche aux produits chimiques.

Si le produit déversé est de l'ammoniac:

- L'équipe d'intervention doit porter des vêtements étanches, des gants, des visières pare-acide (de 20 cm au minimum) et tout autre pièce de vêtement requise pour prévenir tout risque de contact répété ou prolongé de la peau avec l'ammoniac anhydre liquide ou une solution aqueuse d'ammoniac. Les vêtements et les appareils de protection mentionnés ci-dessus doivent aussi être utilisés pour prévenir les gelures susceptibles de se produire au contact des récipients contenant de l'ammoniac anhydre liquide (NIOSH/OSHA, 1981);
- On peut aussi porter des lunettes anti-éclaboussures s'il y a risque que de l'ammoniac anhydre liquide ou une solution aqueuse d'ammoniac atteigne les yeux (NIOSH/OSHA, 1981);
- Des bottes, gants et tabliers sont également recommandés pour prévenir tout contact avec la peau (GE, 1979);
- Il est recommandé que la combinaison étanche soit faite de butyl, de néoprène, de chloropel ou de PVC (excellente résistance) (EE-20);

- Un vêtement non imperméable qui est souillé par de l'ammoniac anhydre ou une solution aqueuse d'ammoniac doit être enlevé immédiatement et ne peut être porté à nouveau avant qu'il n'ait été débarrassé du polluant:
- On doit trouver sur les lieux de l'intervention des bains oculaires automatiques et des douches d'urgence d'accès facile (GE, 1979).

Le lecteur trouvera dans le tableau qui suit une liste des éléments minimaux de protection des voies respiratoires que requiert une intervention sur les lieux d'un déversement accidentel d'ammoniac (NIOSH/OSHA, 1981).

Protection respiratoire minimale pour une teneur supérieure à 50 ppm

Situation	Équipement
Teneur en gaz de 100 ppm ou moins	Tout appareil respiratoire muni d'une cartouche filtrante pour l'ammoniac. Tout appareil respiratoire à alimentation d'air. Tout appareil respiratoire autonome.
300 ppm ou moins	Appareil respiratoire à cartouche filtrante avec masque couvre-visage et cartouche pour l'ammoniac.
500 ppm ou moins	Masque à gaz avec cartouche filtrante pour l'ammoniac montée sur le côté, sur le devant ou sur l'arrière. Tout appareil respiratoire à alimentation d'air avec masque couvre-visage, casque ou cagoule. Tout appareil respiratoire autonome avec masque couvre-visage.
Teneur supérieure à 500 ppm** ou teneur inconnue	Appareil respiratoire autonome, avec masque couvre-visage, fonctionnant à la demande ou selon un autre mode de pression positive. Appareil respiratoire combiné comprenant un appareil à alimentation d'air de type C, avec masque couvre-visage, fonctionnant à la demande ou selon un autre mode de pression positive ou d'alimentation en continu, et appareil respiratoire autonome auxiliaire fonctionnant à la demande ou selon un autre mode de pression positive.
Lutte contre un incendie	Appareil respiratoire autonome, avec masque couvre-visage, fonctionnant à la demande ou selon un autre mode de pression positive.
Évacuation des lieux	Tout masque à gaz protégeant contre l'ammoniac. Tout appareil respiratoire autonome destiné à être utilisé pour fuire un endroit dangereux.

* N'utiliser que le matériel approuvé par le NIOSH ou la MSHA.

** L'utilisation d'un scaphandre à alimentation d'air peut être nécessaire pour prévenir le contact avec la peau tout en protégeant le système respiratoire contre l'ammoniac présent dans l'air; toutefois, ne choisir, n'utiliser et n'entretenir ce matériel que sous la surveillance immédiate d'une personne formée à cette fin. Lorsqu'on utilise un scaphandre à alimentation d'air dans un milieu où la teneur est supérieure à 500 ppm, il faut aussi porter un appareil respiratoire autonome auxiliaire fonctionnant selon le mode de pression positive.

9.1.8 Précautions spéciales pour l'entreposage et la manutention. – Stocker les récipients dans un endroit où ils ne sont ni exposés directement aux rayons du soleil ni exposés à une source de chaleur. L'endroit doit être frais, bien aéré, résistant au feu et à distance de tout agent oxydant ou produit combustible (GE, 1979). L'ammoniac ne doit pas être en contact avec du cuivre, du laiton, du bronze ou de l'acier galvanisé. Toujours manipuler avec soin les bouteilles

sous pression et éviter de les échapper, de les frapper, de les traîner ou de les faire glisser sur le sol. Ne retirer le chapeau protecteur qu'au moment de prélever de l'ammoniac dans la bouteille (MCA, 1960).

9.2 Équipement et produits spécialisés d'intervention

La brève liste qui suit est extraite d'une étude publiée en 1982 par Dillon et elle exclut évidemment beaucoup d'articles parfaitement utilisables au cours des interventions. (Le lecteur trouvera dans l'étude citée des renseignements relatifs aux caractéristiques, à l'efficacité et à la disponibilité des articles énumérés.)

Ammoniac gazeux

Systèmes de transfert:	Tuyau de camion-citerne pour le transfert d'acides et de produits chimiques (B.F. Goodrich)
	Tuyau pour produits chimiques (Goodall)
	Tuyau pour produits chimiques (Gates)
Dépollution de l'eau:	Désaérateur Nold

Ammoniac anhydre liquéfié

Colmatage de fuite:	Plug and Dike^{MD}
Confinement sur le sol:	Système «MSAR» Dike-Pak
Dépollution de l'eau:	Remorque de l'EPA servant au traitement physico-chimique

10 CAS DE DÉVERSEMENT ACCIDENTEL

Le présent chapitre présente un cas d'accident. Il comporte des renseignements qui permettent au lecteur de mieux comprendre le processus d'intervention et les mesures de lutte que requiert un déversement accidentel. Le cas rapporté ici a été choisi en fonction de certains critères; il ne faudrait pas voir dans le nombre de cas décrits une indication relative à l'ampleur ou à la fréquence des déversements.

Lorsqu'il y aura une nouvelle édition du présent guide, les auteurs procéderont à une mise à jour qui permettra d'intégrer au présent chapitre toute nouvelle information pertinente qui rendra compte du progrès des techniques d'intervention.

10.1 Renversement d'un camion-citerne

L'exemple suivant est tiré d'une communication personnelle (MOE, 1982; Scarterfield, 1981).

Un camion-citerne transportant 10 900 kg d'ammoniac anhydre s'est renversé à l'intersection d'une route après avoir perdu une roue. On a évalué à 900 kg la quantité d'ammoniac qui s'est échappée à l'état de vapeurs par la soupape de sûreté avant que le contenu de la citerne puisse être transféré dans un autre camion-citerne. Le conducteur s'en est tiré indemne.

Une fois sur les lieux de l'accident, les pompiers, munis de Scott Air-packs, ont appliqué de l'eau pulvérisée pour absorber les vapeurs qui fuyaient. Des vents de 40 km/h ont entraîné les vapeurs au-dessus d'un secteur agricole, évitant ainsi de polluer une zone populeuse. La maison la plus proche, à 300 m des lieux de l'accident, n'était pas habitée. On a envisagé l'évacuation, mais cette mesure a été rejetée temporairement car les vapeurs d'ammoniac étaient entraînées vers un secteur agricole. On a bloqué les routes menant aux lieux de l'accident et la circulation a été détournée pendant qu'on transférait l'ammoniac dans un autre camion-citerne.

Supposant qu'une grande quantité de l'eau pulvérisée avait été polluée par l'ammoniac, on a tenté à plusieurs reprises de confiner l'eau qui retombait au sol à l'emplacement d'un ponceau situé non loin de là. Une digue construite avec de la terre n'a pas résisté, laissant s'échapper l'eau polluée qui a atteint un égout pluvial se déversant dans un cours d'eau. Quelques heures plus tard, la brèche a été fermée et la digue a été consolidée par l'addition de matériaux argileux, puis par compactage.

L'équipe d'intervention est arrivée sur les lieux quatre heures après l'accident; elle a relevé la remorque qui au cours de l'accident s'était détachée du tracteur. Pour ce faire, on a d'abord utilisé des sacs gonflables mais sans succès; on a finalement réussi à relever la remorque à l'aide de grues. L'ammoniac qui restait dans la citerne a été transféré dans un autre camion-citerne, puis la remorque et le tracteur ont été remorqués.

Les pompiers ont évalué à environ 545 000 l la quantité d'eau pulvérisée utilisée pour absorber les vapeurs d'ammoniac. Les échantillons d'eau polluée prélevés dans le fossé contenaient 1 165 mg d'ammoniac par litre. Le lendemain, on a pompé quelque 310 000 l d'eau polluée qui se trouvait dans le fossé; on l'a ensuite rejetée dans des étangs contenant du gypse en vue de lui faire subir un traitement ultérieur. La digue a été enlevée et le sol en bordure du fossé a été nivelé.

On a évalué à 235 000 l la quantité d'eau polluée qui a été rejetée dans le cours d'eau (par le ponceau et l'égout pluvial) lorsque la digue a cédé. De 75 000 à 100 000 poissons sont morts dans le cours d'eau pollué. L'équipe de nettoyage a ramassé quelque 4 000 kg de poissons morts dans le cours d'eau. On a analysé l'eau de trois puits situés sur des terrains privés dans la région.

Selon les résultats, la teneur en éléments nutritifs dissous était acceptable au moment des prélèvements. Rien n'indiquait que les espèces commerciales cultivées dans la région avaient subi des dommages. Des contrôles de l'air effectués dans les habitations à proximité des lieux de l'accident n'ont révélé que de faibles teneurs en ammoniac.

Les auteurs estiment que ce cas illustre les points suivants: l'ammoniac anhydre qui fuit d'un récipient sous pression se comporte souvent comme un gaz lourd, car il se déplace près du sol; il y a lieu de bien planifier et de bien construire les digues servant à confiner les eaux polluées près des lieux du déversement, afin de limiter la pollution; enfin, il faut effectuer rapidement des analyses chimiques au point de déversement pour faciliter les décisions concernant les mesures de protection et les mesures d'intervention.

11 IDENTIFICATION ET DOSAGE DU POLLUANT

Les méthodes d'analyse utilisées pour l'identification et le dosage des polluants chimiques d'intérêt prioritaire sont expliquées dans les lignes qui suivent.

Les méthodes décrites et les références signalées ont été choisies en fonction d'analyses d'échantillons d'air, d'eau et de sol devant être faites dans un laboratoire de chimie doté d'un équipement standard, éloigné du lieu d'où proviennent les prélèvements. Les auteurs ont consulté les sources habituelles exposant les méthodes normalisées ou recommandées, et décrit sommairement celles qui s'appliquent à chaque produit chimique. Parmi ces sources, on compte des publications du National Institute for Occupational Safety and Health des États-Unis (NIOSH), de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA), de l'American Water Works Association, de l'American Society for Testing and Materials et de l'American National Standards Institute.

Lorsque les méthodes normalisées ou recommandées ont été jugées fiables et suffisamment spécifiques pour l'analyse des échantillons provenant des matières déversées et du milieu touché et lorsqu'elles ne nécessitaient pas un équipement de laboratoire hautement spécialisé, nous n'avons pas cherché plus loin. Enfin, lorsque nous avons découvert des tests simples et fiables, couramment utilisés dans l'industrie, nous les avons signalés.

11.1 Dosage du polluant présent dans l'air (analyses quantitatives)

11.1.1 Colorimétrie; colorant azoïque (APHA, 1977). – La méthode permet d'analyser l'air ambiant lorsqu'il contient de 14 à 220 μg de NH_3/m^3 (de 0,02 à 0,3 ppm). L'échantillonnage dure une heure, à un débit de 1 à 2 l/mn. L'ammoniac est dosé par colorimétrie à l'aide d'un colorant azoïque. La méthode a une précision de ± 1,6 p. 100. Les nitrites, les composés aminés hydrolysables et les autres composés azotés peuvent interférer. Pour des teneurs plus élevées, on peut doser une fraction séparée de la solution.

Aspirer un volume mesuré d'air d'abord à travers un filtre afin d'en éliminer les particules, puis à travers une solution diluée d'acide sulfurique (H_2SO_4 0,1 *N*). Faire réagir l'échantillon avec de l'hypochlorite de sodium 1 *N* en présence d'un catalyseur alcalin constitué de 160 g de NaOH et 8 g de NaBr dans 1 l d'eau. L'excédent d'hypochlorite est éliminé par 0,2 m d'arsenite de sodium. Transformer le nitrite produit en un colorant azoïque en le faisant réagir avec 5 ml d'un réactif colorogène tamponné. Préparer ce réactif comme suit: dissoudre 10 g de sulfanilamide, 126 g d'acide citrique et 0,5 g de chlorhydrate de naphtyl-1 éthylènediamine dans 740 ml de H_2SO_4 5 *N* et compléter à 1 l avec de l'eau. Mesurer la densité optique à 545 nm dans un spectrophotomètre. La méthode a l'avantage de permettre de doser séparément l'ammoniac et les composés ammoniacaux des particules.

11.1.2 Colorimétrie; réactif de Nessler (NIOSH, 1977). – La présente méthode permet de déterminer des teneurs de l'air en ammoniac allant de 0,10 à 0,80 mg/10 l (20 à 135 ppm). L'ammoniac est dosé à l'aide du réactif de Nessler.

Plusieurs textes portant sur la préparation du réactif de Nessler ont été passés en revue. Il est ressorti de cette enquête que la préparation se fait avec une liberté considérable en ce qui concerne les substances et les quantités utilisées. Voici un mode opératoire représentatif (Pierce, 1958): dissoudre 13 g d'iodure de potassium dans 25 ml d'eau exempte d'ammoniac. Ajouter, en agitant constamment, une solution froide saturée de chlorure mercurique ($HgCl_2$) jusqu'à ce que

le précipité qui se forme ne se redissolve plus. La solution saturée se prépare par dissolution d'une proportion de 7 g de chlorure mercurique dans 100 ml d'eau chaude. Filtrer et ajouter une solution d'hydroxyde de potassium préparée par dissolution de 55 g de cette substance dans 150 ml d'eau. Laisser le précipité de carbonate se déposer et décanter la solution clarifiée. Après avoir ajouté la base, diluer à environ 250 ml, mélanger et ajouter goutte à goutte une solution saturée de chlorure mercurique, en s'assurant que la solution demeure bien mélangée, jusqu'à ce que le léger précipité qui se forme ne disparaisse plus. La réactif de Nessler est extrêmement toxique et devrait être manipulé avec soin. Le réactif est utilisable comme tel.

À travers 10 ml d'acide sulfurique 0,1 *N* contenu dans un petit conimètre, faire passer un volume d'air compris entre 10 et 15 l. Diluer l'échantillon à 50 ml avec de l'eau distillée. Prendre 1 ml de cette solution, y ajouter 2 ml du réactif colorogène de Nessler. Après 10 minutes, mesurer la densité optique à 440 nm dans un spectrophotomètre muni de cellules de 1,0 cm. La méthode est très sensible mais elle ne permet pas de distinguer entre l'ammoniac libre et l'ammoniac combiné. Il est cependant possible, en se servant des filtres adéquats, de doser séparément l'ammoniac libre et les composés ammoniacaux des particules.

11.1.3 **Colorimétrie; indophénol** (APHA, 1977). – La présente méthode permet de déterminer des teneurs de l'air en ammoniac allant de 20 à 700 $\mu g/m^3$ (0,025 à 1 ppm) après une période d'échantillonnage d'une heure. L'ammoniac est dosé à l'aide d'indophénol.

Faire passer un volume mesuré d'air dans 10 ml d'une solution d'acide sulfurique 0,1 *N* contenue dans un petit conimètre. Faire réagir l'échantillon avec 5 ml d'une solution de phénol et diluer à environ 22 ml. La solution de phénol se prépare en mélangeant 20 ml d'une solution de phénol à 45 p. 100 avec 1 ml d'une solution de nitroprussiate de sodium à 2 p. 100 et diluée à 100 ml avec de l'eau. D'autre part, mélanger 30 ml d'une solution d'hypochlorite de sodium 0,1 *N* et 30 ml d'une solution d'hydroxyde de sodium 6,75 *M* et diluée à 100 ml avec de l'eau. Ajouter 2,5 ml de ce mélange aux 22 ml de la solution échantillon et compléter à 25 ml. Mesurer la densité optique à 630 nm dans un spectrophotomètre muni de cellules de 1,0 cm. Les composés ammoniacaux en suspension dans les matières particulaires interfèrent si l'on ne procède pas à une préfiltration de l'échantillon d'air. Pendant le dosage, des quantités d'ions ferreux, chromeux et manganeux de l'orde du mg interfèrent de façon positive, alors que les ions cuivre interfèrent de façon négative; toutefois, l'addition d'EDTA empêche ces effets. Les nitrites et les sulfates interfèrent s'ils sont 100 fois plus concentrés. Le formaldéhyde interfère de façon négative pour une valeur de 10 à 15 p. 100. La méthode ne permet pas de distinguer entre l'ammoniac libre et l'ammoniac combiné. Depuis l'atmosphère des villes, certaines substances interfèrent.

11.1.4 **Potentiométrie; électrode spécifique** (ASTM, 1980). – La présente méthode permet de doser des teneurs en NH_3 allant de 10^{-6} à 1 *M* (0,017 à 17 000 ppm). Aspirer un volume mesuré d'air à travers de l'eau. À la fin de l'échantillonnage, régler le pH à plus de 11 en ajoutant de l'hydroxyde de sodium. Se servir de l'électrode sensible au gaz ammoniac pour doser l'ammoniac dissous. Certaines substances interfèrent pendant le dosage, par exemple le mercure et les amines volatiles présentes dans l'atmosphère des villes. Il s'agit là d'une méthode simple et rapide permettant de déceler la présence d'ammoniac; comme c'est l'activité ionique et non pas la concentration ionique qui est déterminée, il ne s'agit pas d'une méthode choisie lorsqu'il faut mesurer la teneur d'une façon précise.

11.2 Identification du polluant présent dans l'air (analyse qualitative)

L'une ou l'autre des méthodes de dosage colorimétrique mentionnées peuvent servir à déceler rapidement la présence d'ammoniac par observation visuelle plutôt que par spectrophotométrie. Pour déceler la présence d'ammoniac, la méthode la plus rapide est celle de l'électrode spécifique.

11.3 Dosage du polluant présent dans l'eau (analyses quantitatives)

La forme la plus toxique de l'ammoniac pour la faune aquatique est la molécule non ionisée. Les méthodes d'analyse actuelles permettent de doser l'azote ammoniacal total ($N\text{-}NH_3$). La portion d'azote ammoniacal total non ionisée est fonction du pH et de la température; elle peut être calculée d'après l'équation:

$$f = 1/[10^{(pKa - pH)} + 1]$$

où

f = fraction non ionisée de l'ammoniac total

pKa = 0,0901821 + (2729,92/T); il s'agit du logarithme de l'inverse de la constante de dissociation de l'ammoniac

pH = logarithme de l'inverse de la concentration d'ions hydrogène

T = température en Kelvin (^oC + 273,2).

On a mis au point un certain nombre de marches à suivre permettant de doser l'azote ammoniacal total. Comme le pH et la température jouent un rôle aussi important dans le dosage de l'ammoniac non ionisé et que la variabilité analytique est augmentée au moment des calculs, il est important que les mesures de pH et de température soient justes et fidèles. Le tableau qui suit, portant sur les méthodes d'analyse, renferme un résumé des références de base, de la chimie qui intervient, et des plages optimales de teneurs. Si l'on a soin d'éliminer les interférences inhérentes, les méthodes décrites peuvent être utilisées avec de l'eau douce, des eaux usées et de l'eau de mer (API, 1981).

Techniques d'analyse permettant de doser l'azote ammoniacal (API, 1981)

Technique	Plage optimale (mg/l)	Interférences	
		Substances	Traitement
Colorimétrie; phénate*	0,010 - 2,000	Cations (Ca, Mg) Sel (eau de mer) Turbidité, coloration Urée, glycine, acide glutamique, cyanates, acétamide, cétones, alcanes volatils, aldéhydes, alcools, amines	EDTA Tartrage de sodium et de potassium Filtration, centrifugation Distillation
Colorimétrie; réaction de Nessler	0,020 - 1,000	Turbidité, coloration Amines aromatiques et aliphatiques, cyanates, cétones, aldéhydes, alcools Cations Chlore résiduel	Filtration, centrifugation $ZnSO_4$ Distillation EDTA Thiosulfate de sodium

Technique	Plage optimale (mg/l)	Interférences	
		Substances	Traitement
Volumétrie	1,0 - 25,0	Turbidité, coloration	Filtration, centrifugation
		Amines aromatiques et aliphatiques, cyanates, cétones, aldéhydes, alcools	Distillation
		Cations	EDTA
		Chlore résiduel	Thiosulfate de sodium
Potentiométrie	0,05 - 1,400	Amines volatiles	Distillation
		Mercure	

* Technique non décrite à la section 11.1.

Conserver les échantillons prélevés sur le terrain dans le but d'y doser l'ammoniac en y ajoutant 2 ml d'acide sulfurique concentré et en les laissant à 4 °C jusqu'au moment du dosage. Malgré ces précautions, l'ammoniac doit être dosé moins de 24 heures après le prélèvement pour que les résultats soient représentatifs. Cela est nécessaire parce que l'ammoniac est un composé volatil et réactif. Il peut s'évaporer des échantillons prélevés ou être oxydé en nitrite, puis en nitrate. Il peut aussi être assimilé par le phytoplancton présent dans la bouteille à échantillon.

11.3.1 **Distillation.** – L'échantillon d'ammoniac doit être distillé à un pH de 9,5 avant le dosage final. La présente méthode élimine ou réduit de façon considérable bien des substances qui peuvent interférer au moment du dosage. Par exemple, la glycine, l'urée, l'acide glutamique, les cyanates et l'acétamide s'hydrolysent spontanément de façon très lente. La glycine, l'hydrozine et certaines amines interfèrent de façon positive en réagissant avec le réactif Nessler. Les cétones, les aldéhydes, les alcools et certaines amines réagissent avec le réactif de Nessler et produisent une certaine turbidité et une coloration verte qui interfèrent. Tamponner un échantillon de 500 ml avec un tampon au borate afin de réduire l'hydrolyse des cyanates et des composés organiques azotés. Il peut être nécessaire de régler le pH avec de l'hydroxyde de sodium 6 *N*. Recueillir le distillat dans une solution d'acide borique pour le dosage par titration ou par colorimétrie avec le réactif de Nessler, ou dans de l'acide sulfurique pour le dosage colorimétrique au phénate. La solution d'acide borique se prépare par dissolution de 20 g de cet acide dans 1 l d'eau.

11.3.2 **Volumétrie** (ASTM, 1980). – Doser l'ammoniac par volumétrie en se servant d'acide sulfurique étalon 0,02 *N* jusqu'au point de virage du rouge de méthyl/bleu de méthylène. La teneur en ammoniac est calculée par stoechiométrie d'après le volume d'étalon ajouté. Pour ce genre de dosage, il peut y avoir des interférences même après distillation. Les aérosols basiques entraînés et les amines volatiles dégradées interfèrent pendant le titrage. Cette technique ne devrait jamais servir à doser directement l'ammoniac.

11.3.3 **Colorimétrie; colorant de Nessler.** – L'ammoniac réagit avec l'iodure de mercure et l'iodure de potassium (réactif de Nessler) dans une solution d'hydroxyde de sodium; apparaît alors une coloration jaune-brun dont l'intensité est proportionnelle à la teneur en ammoniac de l'échantillon. L'intensité du complexe coloré peut être déterminée par spectrophotométrie entre 450 et 500 nm ou par comparaison visuelle avec des tubes de même couleur (tubes de Nessler).

La turbidité, la présence d'une coloration et des teneurs trop fortes en calcium, en fer, en magnésium et en sulfure interfèrent pendant le dosage direct selon cette méthode. Comme on l'a déjà mentionné, la distillation élimine beaucoup de ces interférences; l'addition d'EDTA permet d'éliminer davantage les cations. Comme la coloration et la turbidité interfèrent fortement, il est recommandé de n'utiliser ce mode de dosage que pour les échantillons d'eau potable. Les résidus de chlore doivent être éliminés par prétraitement au thiosulfate de sodium.

Diluer à 50 l un volume de distillat ne contenant pas plus de 0,1 mg d'azote ammoniacal. En cas de turbidité, clarifier avec des solutions de sulfate de zinc et d'hydroxyde de sodium. Mélanger, ajouter 1 ml du réactif de Nessler et lire la densité optique à 425 nm dans un spectrophotomètre. Pour la préparation du réactif de Nessler, voir 11.1.2. La méthode est applicable à tous les types d'eau et elle est spécifique à l'azote ammoniacal et non pas à l'azote organique.

11.3.4 Potentiométrie; électrode non spécifique (ASTM, 1980). – La méthode permet de doser des teneurs en ammoniac allant de 10^{-6} à 1 *M* (de 0,017 à 17 000 ppm).

Convertir l'ammoniaque ionisée d'un échantillon d'eau en ammoniac gazeux en élevant le pH au-dessus de 11. L'ammoniac ainsi formé diffuse à travers une membrane hydrophobe perméable au gaz située à la surface de l'électrode. L'ammoniac diffusé modifie le pH de la solution servant d'étalon interne à l'électrode. Le changement de pH est mesuré par l'électrode et la variation de potentiel est indiquée sur un pH-mètre ou sur un doseur d'ion spécifique. La variation de potentiel est proportionnelle à la teneur en ammoniac.

Les amines volatiles s'hydrolysent à un pH élevé et peuvent donc interférer de façon positive pendant ce genre de dosage. Le mercure interfère en donnant des complexes stables avec l'ammoniac. La membrane de l'électrode se dégrade rapidement lorsqu'elle est exposée pendant de longues périodes à des effluents industriels ayant de fortes teneurs en composés phénolés. Bien qu'il soit possible de se servir d'une électrode pour doser directement l'azote ammoniacal, il est quand même souhaitable de distiller les échantillons pour minimiser les interférences.

Prélever un échantillon représentatif et régler le pH à plus de 11 avec de l'hydroxyde de sodium. Se servir de l'électrode spécifique au gaz ammoniac. Il s'agit là d'une méthode simple et rapide de dosage de l'ammoniac présent, mais comme c'est l'activité ionique et non pas la concentration ionique qui est déterminée, ce n'est pas une méthode choisie lorsque la concentration doit être connue de façon précise.

11.4 Identification du polluant présent dans l'eau (analyse qualitative)

Il est possible de déceler l'ammoniac présent dans l'eau: mettre cinq gouttes d'eau dans un bécher, ajouter de l'hydroxyde de potassium 3 *N* de façon à rendre la solution basique; couvrir ensuite le bécher d'un verre de montre sur lequel est fixé une bande humide de papier tournesol rouge. Lorsqu'on chauffe légèrement la solution, un virage du papier tournesol du rouge au bleu indique la présence d'ammoniac (Gilreath, 1952). La présence d'amines volatiles provoque aussi le même virage.

11.5 Dosage du polluant présent dans le sol (analyses quantitatives)

Conserver les échantillons prélevés sur le terrain dans le but d'y doser l'ammoniac en y ajoutant 2 ml d'acide sulfurique concentré et en les maintenant à 4 °C jusqu'au dosage. Voir 11.3. Si la quantité d'ammoniac absorbé de façon physique n'est pas considérable, il n'est pas nécessaire de procéder selon la marche à suivre mentionnée ci-dessus. Les substances sorbées de façon chimique peuvent être extraites par traitement avec une solution de chlorure de potassium.

11.5.1 Distillation (Hesse, 1972; ASTM, 1979). – La méthode colorimétrique permet de mesurer des teneurs en ammoniac atteignant 0,5 ppm dans la solution extraite; la méthode volumétrique, des teneurs allant jusqu'à 5 ppm. Brasser pendant 2 heures une masse connue de sol avec une solution de chlorure de potassium 2 *M*, puis filtrer. Traiter une portion du filtrat avec une base; on utilise parfois l'hydroxyde de sodium mais plus souvent l'oxyde de magnésium. Distiller le mélange dans une solution d'acide borique et doser par acidométrie ou colorimétrie de la façon décrite respectivement en 11.3.2 et 11.3.3. Lorsqu'il y a présence de nitrate, de nitrite ou d'azote organique dans le sol, il ne convient pas d'extraire l'ammoniac avec une solution de sel acidifiée car les substances mentionnées interfèrent.

11.6 Identification du polluant présent dans le sol (analyse qualitative)

Un essai rapide permet de déceler la présence de l'ammoniac: faire réagir l'extrait préparé de la même façon qu'à la section 11.4 avec de l'hydroxyde de potassium 3 *N*, chauffer légèrement et observer le virage d'un papier tournesol du rouge au bleu (Gilreath, 1954). Les amines volatiles provoquent aussi ce virage.

12 RÉFÉRENCES ET BIBLIOGRAPHIE*

12.1 Références

AA 1970: Compressed Gas Association Inc., Anhydrous Ammonia, New York, New York. (1970).

AAR 1981: BDM Corporation, The AAR Hazardous Materials Data Base, Prepared for the Association of American Railroads, Parts I and II, McLean, Virginia. (May, 1981).

Alabaster 1979: Alabaster, J.S., Shurben, D.G., Knowles, G., "The Effect of Dissolved Oxygen and Salinity on the Toxicity of Ammonia to Smolts of Salmon, Salmo Salar", J. Fish. Biology, Vol. 15, No. 6, pp. 705-712. (1979).

Ammonia 1979: National Research Council (United States), Ammonia, Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, Division of Medical Sciences, Assembly of Life Sciences, University Park Press, Baltimore, Maryland. (1979).

APHA 1975: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1976 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14 Edition, APHA, Washington, D.C. (1975).

APHA 1977: Katz, M., Methods of Air Sampling and Analysis, Second Edition, American Public Health Association, Washington, D.C., Method 402. (1977).

API 1981: American Petroleum Institute, The Sources, Chemistry, Fate and Effects of Ammonia in Aquatic Environments, Washington, D.C. (1981).

APM 1967: U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Air Pollution Abatement Manual, Cincinnati, Ohio. (1967).

Arillo 1981: Arillo, A., Margiocco, C., Melodia, F., et al., "Ammonia Toxicity Mechanism in Fish: Studies on Rainbow Trout (Salmo Gairdneri Rich.)", Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 5, pp. 316-328. (1981).

Armstrong 1978: Armstrong, D.C., Chippendale, D., Knight, A.W., Colt, J.E., "Interaction of Ionized and Un-ionized Ammonia on Short-term Survival and Growth of Prawn Larvae, Macrobrachium Rosenbergii", Biol. Bull., Vol. 154, pp. 15-31. (1978).

ASS: Atlas Steel, Atlas Stainless Steels, Toronto, Ontario. Not dated.

ASTM 1979: American Society for Testing and Materials, Annual Book of ASTM Standards, Part 31: Water, ASTM, Philadelphia, Pennsylvania, D1426-79, D1192-70, D3370. (1979).

ASTM 1980: American Society for Testing and Materials, Compilation of Odor and Taste Threshold Values Data, ASTM, Philadelphia, Pennsylvania, ASTM Data Series DS-48A. (1980).

* Listes reproduites de l'édition anglaise.

Ball 1967: Ball, I.R., "The Relative Susceptibilities of Some Species of Freshwater Fish to Poisons. I. Ammonia", Water Res. Vol. 1, pp. 767-775. (1967).

Braker 1977: Braker, W., Mossman, A.L., Effects of Exposure to Toxic Gases - First Aid and Medical Treatment, Second Edition. (1977).

Braley 1980: Braley, G.K., "Several Remedies for the Treatment of Spillages of Liquid Hazardous Chemicals", Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills. (May, 1980).

Bretherick 1979: Bretherick, L., Handbook of Reactive Chemical Hazards, Second Edition, Butterworths, London, England. (1979).

Brownell 1980: Brownell, C.L., "Water Quality Requirements for First Feeding in Marine Fish Larvae. 1. Ammonia, Nitrite, Nitrate", J. Exper. Mar. Biol. Ecol., Vol. 44 No. 2-3, pp. 269-284. (1980).

Buckley 1978: Buckley, J.A., "Acute Toxicity of Un-ionized Ammonia to Fingerling Coho Salmon", Prog. Fish Cult., Vol. 40, pp. 30-32. (1978).

CBG 1980: Southam Business Publications Ltd., "1981 Chemical Buyers' Guide", Canadian Chemical Processing, Vol. 64, No. 9, Don Mills, Ontario. (December, 1980).

CCP 1980: "Ammonia Plants More Efficient", Canadian Chemical Processing, Vol. 64, No. 7, p. 10. (15 October 1980).

CCP 1982(a): "Ambitious Plans for BC Gas", Canadian Chemical Processing, Vol. 66, No. 1, p. 14. (February, 1982).

CCP 1982(b): "More Ammonia PE for CIL", Canadian Chemical Processing, Vol. 66, No. 2, p. 14. (March, 1982).

CCPA 1982: Canadian Chemical Producers' Association, Ottawa, Ontario, Private Communication. (1982).

CDS 1967: National Association of Corrosion Engineers, Corrosion Data Survey, Houston, Texas. (1967).

CE 1978: Heller, H., Aqueous Ammonia Liquid/Vapour Composition Nomograph, Chemical Engineering, McGraw-Hill Book Company, New York, New York, pp. 131-132. (December, 1978).

CG-D-16-77: Drake, E., et al., A Feasibility Study of Response Techniques for Discharges of Hazardous Chemicals that Disperse Through the Water Column, U.S. Coast Guard, Washington, D.C., CG-D-16-77. (July, 1976).

CG-D-38-76: Bauer, W.H., Borton, D.N., et al., Agents, Methods and Devices for Amelioration of Discharge of Hazardous Chemicals on Water, Rensselaer Polytechnic Institute for the U.S. Coast Guard, Washington, D.C., CG-D-38-76. (August 1975).

Chem. Eng. 1974: Yaws, C.L., "Physical and Thermodynamic Properties", Chemical Engineering, Vol. 81, No. 25, p. 91. (25 November 1974).

CHRIS 1974: U.S. Department of Transportation, Coast Guard, CHRIS Hazard Assessment Handbook, Washington, D.C., CG-446-3. (April, 1974).

CHRIS 1978: U.S. Department of Transportation, Coast Guard, Chemical Hazards Response Information System (CHRIS), Washington, D.C. (1978).

Colt 1976: Colt, J., Tchobanoglous, G., "Evaluation of the Short-term Toxicity of Nitrogeneous Compounds to Channel Catfish, 'ctalurus Punctatus", Aquaculture, Vol. 8, pp. 209-224. (1976).

Colt 1978: Colt, J., Tchabanoglous, G., "Chronic Exposure of Channel Catfish, Ictalurus Punctatus, to Ammonia: Effects on Growth and Survival", Aquaculture, Vol. 15, pp. 353-372. (1978).

Corpus 1983: Corpus Information Services Ltd., "Ammonia", Chemical Product Profiles, Don Mills, Ontario. (1983).

Cotton 1972: Cotton, F.A., Wilkinson, G., Advanced Inorganic Chemistry, Interscience Publishers, New York, New York. (1972).

CRC 1982: Weast, R.C. (ed.), CRC Handbook of Chemistry and Physics, 60th Edition, Chemical Rubber Publishing Company, Cleveland, Ohio. (1982).

DCRG 1972: Dow Chemical Company, Dow Chemical Resistance Guide for Dow Plastic Lined Piping Products, Midland, Michigan. (1972).

Dillon 1982: M.M. Dillon, Survey of Countermeasures Systems for Hazardous Material Spills, Environment Canada, Ottawa, Canada. (1982).

Doc. TLV 1980: American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), Documentation of Threshold Limit Values, Fourth Edition, Cincinnati, Ohio. (1980).

Dow ERIS 1981: Dow Chemical Canada Inc., "Ammonia, Anhydrous Technical", Emergency Response Information Sheet, Sarnia, Ontario. (April, 1981).

Dow PPS 1972: Dow Chemical Company, Dow Plastic Lined Piping Systems, Midland, Michigan. (1972).

DPPED 1967: DOM-X, DOM-X Plastic Pipe Engineering Data, Toronto, Ontario. (1967).

Dreisbach 1980: Dreisbach, R.H., Handbook of Poisoning: Prevention, Diagnosis, and Treatment, Tenth Edition, Lange Medical Publications, Los Altos, California. (1980).

EAG 1978: U.S. Department of Transportation, Emergency Action Guide for Selected Hazardous Materials, Research and Special Programs Administration, Materials Transportation Bureau, Washington, D.C. (1978).

EE-20: Buchan, Lawton, Parent Ltd., A Survey of Self-contained Breathing Apparatus and Totally-encapsulated Chemical Protection Suits, Unedited Version. Not dated.

EST 1978: Environmental Science and Technology. (1978).

EPA 1979: Environmental Protection Agency, Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratories, Cincinnati, Ohio. (1979).

EPA 440/9-75-009: Environmental Protection Agency, Supplement to Development Document: Hazardous Substances Regulations, Section 311 Federal Water Pollution Control Act, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water and Standards, Washington, D.C., EPA 440/9-75-009. (November, 1975).

EPA 600/2-76-109: Gupta, K., Development of a Mobile Treatment System for Handling Spilled Hazardous Materials, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 600/2-76-109. (July, 1976).

EPA 600/2-76-300: Vrolyk, J.J., et al., Prototype System for Plugging Leaks in Ruptured Containers, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 600/2-76-300. (December, 1976).

EPA 600/2-77-227: Huibregtse, K.R., et al., Manual for the Control of Hazardous Material Spills - Volume One - Spill Assessment and Water Treatment Techniques, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 660/2-77-227. (November, 1977).

EPA 600/2-80-076: Hatayama, H.K., Chen, J.J., deVera, E.R., Stephens, R.D., Storm, D.L., A Method for Determining the Compatibility of Hazardous Wastes, U.S. Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio. (April, 1980).

EPA 600/8-80-042E: Environmental Protection Agency, Treatability Manual, Volume V, Summary, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C., EPA 600/8-80-042E. (July, 1980).

EPA 670/2-75-042: Pilie, R.J., et al., Methods to Treat, Control and Monitor Spilled Hazardous Materials, U S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 670/2-75-042. (June, 1975).

Epifanio 1975: Epifanio, L.E., Srna, R.F., "Toxicity of Ammonia, Nitrate Ion, and Orthophosphate to Mercenaria Mercenaria and Crassostrea Virginica", Mar. Biol. Vol. 33, pp. 241-246. (1975).

Erco HCM 1981: Erco Industries Limited, Hazards of Chemicals Manual, Islington, Ontario. (March, 1981).

ERG 1980: U.S. Department of Transportation, Hazardous Materials, 1980 Emergency Response Guidebook, Research and Special Programs Administration, Materials Transportation Bureau, Washington, D.C. (1980).

Evans 1979: Evans, J.W., The Construction and Use of a Continuous-flow Bioassay Apparatus to Determine a Preliminary Un-Ionized Ammonia 96-hour LC_{50} for the Crayfish, (Orconectes Nais), Master's thesis, Kansas State University. (1979).

GE 1979: General Electric Company, Material Safety Data Sheets, Material Safety Information Services, Schenectady, New York. (November, 1979).

GF: GF Plastic Systems Inc., GF Plastic Systems, Santa Ana, California. Not dated.

Gilreath 1954: Gilreath, E.S., Qualitative Analysis Using Semimicro Methods, McGraw Hill Book Company, New York, New York, p. 221. (1954).

Gosselin 1976: Gosselin, R.E., Hodge, H.C., Smith, R.P., Gleason, M.N., Clinical Toxicology of Commercial Products, 4th Edition, The Williams & Wilkins Co. (1976).

GPP: Uniroyal, Guide to Polymer Properties, Uniroyal Inc., Mishawaka, Indiana. Not dated.

Hazel 1971: Hazel, C.R., Thomsen, W., Meith, S.J., "Sensitivity of Striped Bass and Stickleback to Ammonia in Relation to Temperature and Salinity", Calif. Fish Game, Vol. 57, pp. 138-153. (1971).

Hazel 1979: Hazel, R.H., Burkhead, C.E., Huggins, D.G., The Development of Water Quality Criteria for Ammonia and Total Residual Chlorine for the Protection of Aquatic Life in Two Johnson County, Kansas, Streams, U.S. Department of the Interior, Office of Water Research and Technology, Washington, D.C. (1979).

HCG 1981: Compressed Gas Association, Inc., Handbook of Compressed Gases, Second Edition, Van Nostrand Reinhold Company, New York, New York. (1981).

Herbert 1964: Herbert, D.W.M., Shurben, D.S., "The Toxicity to Fish of Mixtures of Poisons. I. Salts of Ammonia and Zinc", Ann. Appl. Biol., Vol. 53, pp. 33-41. (1964).

Herbert 1965: Herbert, D.W.M., Shurben, D.S., "The Susceptibility of Salmonid Fish to Poisons Under Estuarine Conditions. II. Ammonia Chloride", Int. J. Air Water Pollut., Vol. 9, pp. 89-91. (1965).

Hesse 1972: Hesse, P.R., A Textbook of Soil Chemical Analysis, Chemical Publishing Co. Inc., New York, New York, p. 168. (1972).

HIS 1969: Hydraulic Institute, Hydraulic Institute Standards, 12th Edition, New York, New York. (1969).

ILO 1980: International Labour Organization, Occupational Exposure Limits for Airborne Toxic Substances, Second (Revised) Edition, Geneva, Switzerland. (1980).

ITII 1981: International Technical Information Institute, Toxic and Hazardous Industrial Chemicals Safety Manual for Handling and Disposal with Toxicity and Hazard Data, Japan. (1981).

JANAF 1971: Stull, D.R., Prophet, H., JANAF Thermochemical Tables, Second Edition, U.S. National Bureau of Standards, Office of Standard Reference Data, Washington, D.C. (June, 1971).

Jolly 1964: Jolly, W.L., The Inorganic Chemistry of Nitrogen, W.A. Benjamin Inc., New York, New York. (1964).

JSSV 1979: Jenkins Brothers, Jenkins Corrosion Resistant Stainless Steel Valves, New York, New York. (1979).

Jude 1973: Jude, D.J., Sublethal Effects of Ammonia and Cadmium on Growth of Green Sunfish, Ph. D. dissertation, Michigan State University. (1973).

Kane 1979: Kane, L.E., Barrow, C.S., Alarie, Y., "A Short-term Test to Predict Acceptable Levels of Exposure to Airborne Sensory Irritants", American Industrial Hygiene Association Journal, Vol. 40, No. 3, p. 207. (1979).

Kirk-Othmer 1978: Grayson, M., Eckroth, D. (ed.), Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Third Edition, John Wiley & Sons Inc., New York, New York. (1978).

Kirk-Othmer 1980: Grayson, M., Eckroth, D. (ed.), Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Third Edition, Vol. 2, John Wiley & Sons Inc., New York, New York. (1980).

Kormondy 1969: Kormondy, E.J., Concepts of Ecology, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. (1969).

Lefèvre 1980: Lefèvre, M.J., Becker, E.O., First Aid Manual for Chemical Accidents -For Use with Nonpharmaceutical Chemicals, Dowden, Hutchinson, and Ross Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. (1980).

Leonardos 1969: Leonardos, G., Kendall, D., Bernard, N., "Odor Threshold Determinations of Odorant Chemicals", Journal of Air Pollution Control Association, Vol. 19, No. 2, p. 91. (1969).

Linde 1981: Linde Specialty Gases, Union Carbide Canada Limited, Oakville, Ontario. (1981).

Matheson 1966: Matheson Company Inc., Matheson Gas Data Book, East Rutherford, New Jersey. (1966).

Matheson 1980: Braker, W., Mossman, A.L. (ed.), Matheson Gas Data Book, Matheson Company Inc., Lyndhurst, New Jersey. (1980).

MCA 1947: Manufacturing Chemists Association, Aqua Ammonia, Washington, D.C. (1947).

MCA 1960: Manufacturing Chemists Association, Anhydrous Ammonia, Washington, D.C. (1960).

MWPP 1978: Rehau, Mechan-O-Joint Water Pressure Pipe and Fittings, Montreal, Quebec. (1978).

NFPA 1978: National Fire Protection Association, Fire Protection Guide on Hazardous Materials, Seventh Edition, Boston, Massachusetts. (1978).

NIOSH 1974: National Institute for Occupational Safety and Health, Criteria for a Recommended Standard - Occupational Exposure to Ammonia, U.S. Department of Health, Education and Welfare, Cincinnati, Ohio, NIOSH 74-136. (1974).

NIOSH 1977: National Institute for Occupational Safety and Health, Manual of Analytical Methods, Second Edition, Vol. 1, Cincinnati, Ohio. (April, 1977).

NIOSH Guide 1978: U.S. Department of Health, Education and Welfare, Pocket Guide to Chemical Hazards, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, and U.S. Department of Labor, Washington, D.C. (1978).

NIOSH/OSHA 1981: U.S. Department of Health and Human Services, National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration (OSHA), Occupational Health Guidelines for Chemical Hazards, NIOSH Publication No. 81-123. (1981).

NSC 1979: National Safety Council, Data Sheet for Anhydrous Ammonia, National Safety Council, Chicago, Illinois, 1-251-79. (Revised 1979).

OHM-EPWE 1968: Oil and Hazardous Materials - Emergency Procedures in the Water E- S Department of Interior, Edison, New Jersey. (October, 1968).

OHM-TADS 1977: Oil and Hazardous Materials Technical Assistance Data System, U.S. Environmental Protection Agency, Oil and Special Materials Control Division, Office of Water Program Operations, Washington, D.C., Microfiche. (1977).

OHM-TADS 1981: Oil and Hazardous Materials Technical Assistance Data System, U.S. Environmental Protection Agency, Oil and Special Materials Control Division, Office of Water Program Operations, Washington, D.C. (1981).

O.I. 1970: Oceanology International. (October, 1970).

Ontario E.P. Act 1971: Ontario Ministry of the Environment, "The Environmental Protection Act, Statutes of Ontario 1971", Chapter 86, as amended; and Regulation 15 (General) as amended. (1971).

Orion: Orion Research Technical Literature, Method 502, Cambridge, Massachusetts. Not dated.

Patty 1981: Clayton, G.D., Clayton, F.E. (ed.), Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, Vols. 2A, 2B, Third Revised Edition, John Wiley and Sons Canada Limited, Toronto, Ontario. (1981).

Perry 1973: Perry, R.H., Chilton, C.H. (ed.), Chemical Engineer's Handbook, Fifth Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, New York. (1973).

Personal Communication with MOE 1982: Personal Communication, Ontario Ministry of the Environment, Sarnia, Ontario. (19 January 1982).

Peterson 1977: Peterson, S.E., Schutsky, R.M., Rosage, T.F., Supplementary Material on Toxicity of Ammonia to Selected Fishes of the Conestoga River, Lancaster County, Ichthyological Associates Inc., Unpublished. (1977).

Pierce 1958: Pierce, W.C., Sawyer, D.T., Haenisch, E.L., Quantitative Analysis, 4th Edition, John Wiley & Sons, New York. (1958).

PNL 1981: Brenchley, D.L., Assessment of Research and Development Needs in Ammonia Safety and Environmental Control, Pacific Northwestern Laboratory, PNL-4006, UC-11. (1981).

Proctor 1978: Proctor, N.H., Hughes, J.P., Chemical Hazards of the Workplace, J.B. Lippincott Company, Toronto, Ontario. (1978).

Raj 1974: Raj, P.P.K., Lakekar, A.S., Assessment Models in Support of Hazard Assessment Handbook, Prepared for the Department of Transportation, U.S. Coast Guard, Washington, D.C., p. 238. (January, 1974).

Raj 1978: Raj, P.P.K., Reid, R.C., "Fate of Liquid Ammonia Spilled onto Water", Environmental Science and Technology, Vol. 12, No. 134, pp. 1422-1425, American Chemical Society, Washington, D.C. (December, 1978).

Reddy 1979: Reddy, N.A., Menon, N.R., "Effects of Ammonia and Ammonium on Tolerance and Byssogenesis in Perna Viridis", Marine Ecology - Progress Series, Vol. 1, No. 4, pp. 315-322. (1979).

Resplandy 1969: Resplandy, A., "Etude expérimentale des propriétés de l'ammonia conditionnant les mesures à prendre pour la sécurité du voisinage des stockages industriels Chemi et Industrie", Genie Chimique, Vol. 102, pp. 691-702. (1969).

Robinette 1976: Robinette, H.R., "Effect of Selected Sublethal Levels of Ammonia on the Growth of Channel Catfish (Ictalurus Punctatus)", Prog. Fish. Cult., Vol. 38, pp. 26-29. (1976).

Robbins 1977: Robbins, T.W., Peterson, S.E., Schutsky, R.M., Rosage, T.F., Toxicity of Ammonia to Selected Fishes of the Conestoga River, Lancaster County, Ichthyological Associates, Inc., Unpublished. (1977).

Robinson-Wilson 1 [illegible]: Robinson-Wilson, E.F., Seim, W.K., "The Lethal and Sublethal Effects of a Zirconium Process Effluent on Juvenile Salmonids", Water Resour. Bull., Vol. 11, No. 5, pp. 975-986. (1975).

Rosage 1979: Rosage, T.F., Schutsky, R.M., Rapp, K.M., "Toxicity of Un-Ionized Ammonia to the Spotfish Shiner (Notropis Spilopterus)", Proc. Pa. Acad. Sci., Vol. 53, pp. 39-42. (1979).

Roseboom 1977: Roseboom, D.P., Richey, D.L., Acute Toxicity of Residual Chlorine and Ammonia to Some Native Illinois Fishes, Illinois State Water Survey, Illinois, ISWS/R1-85/77. (1977).

Rosenstock 1977: Rosenstock, H.M., Draxl, K., Steiner, B., Herron, J.T., Energetics of Gaseous Ions, National Bureau of Standards, Washington, D.C. (1977).

RTDCR 1974: Regulations for the Transportation of Dangerous Commodities by Rail, Canadian Transport Commission, published by Supply and Services Canada, Ottawa, Ontario. (1974).

RTECS 1979: Lewis, R.J., Tatken, R.L., Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, 1979, Vols. 1 and 2, National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), Cincinnati, Ohio. (September, 1980).

RTECS (on-line) 1981: National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, U.S. Department of Health and Human Services, Microfiche. (October, 1981).

Rubin 1977: Rubin, A.J., Elmaraghy, G.A., "Studies on the Toxicity of Ammonia, Nitrate and Their Mixtures to Guppy Fry", Water Res., Vol. 11, pp. 927-935. (1977).

Sax 1979: Sax, N.I., Dangerous Properties of Industrial Materials, Fifth Edition, Van Nostrand Reinhold Company, New York, New York. (1979).

Scarterfield 1981: Scarterfield, J., Ministry Investigation of Tanker Truck Accident Involving the Escape of Anhydrous Ammonia Vapour, June 15, 1981, Ministry of the Environment, Industrial Abatement Section, Sarnia, Ontario. (1981).

Scott 1979: Scott's Industrial Directory of Ontario Manufacturers, 12th Edition, Penstock Directories Limited, Oakville, Ontario. (1979).

Shreve 1977: Shreve, R.N., Brink, J.A., Chemical Process Industries, Fourth Edition, McGraw-Hill Book Company Inc., New York, New York. (1977).

Sisler 1961: Sisler, H.H., Chemistry in Non-aqueous Solvents, Reinbold Publishing Corp., New York, New York. (1967).

Smart 1978: Smart, G., "Investigations of the Toxic Mechanism of Ammonia to Fish: Gas Exchange in Rainbow Trout (Salmo Gairdneri) Exposed to Acutely Lethal Concentrations", Journal of Fish Biology, Vol. 12, pp. 93-104. (1978).

Spehar 1981: Spehar, R.L., Lemke, A.E., et al., "Effects of Pollution on Freshwater Fish", Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 53, No. 6, pp. 1028-1076. (June, 1981).

Stevenson 1977: Stevenson, T.J., The Effect of Ammonia, pH and Salinity on the White Perch Morone Americana, Ph.D. dissertation, University of Rhode Island. (1977).

Sullivan 1969: Sullivan, R.J., Air Pollution Aspects of Odorous Compounds, U.S. Department of Commerce, PB 188089. (1969).

TCM 1979: General American Transportation Corporation, Tank Car Manual, Chicago, Illinois. (May, 1979).

TDGC 1980: Transport Canada, Transportation of Dangerous Goods Code, Vol. 1 (Lists), Vol. 2, Ottawa, Ontario. (June, 1980).

Thurston 1978: Thurston, R.V., Russo, R.C., Smith, C.E., "Acute Toxicity of Ammonia and Nitrate to Cutthroat Trout Fry", Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 107, No. 2, pp. 361-368. (1978).

Thurston 1981: Thurston, R.V., Russo, R.C., "Ammonia Toxicity to Fishes. Effect of pH on the Toxicity of the Un-ionized Ammonia Species", Environmental Science and Technology, Vol. 15, No. 7, pp. 838-840. (July, 1981).

TLV 1983: American Conference of Governmental Industrial Hygienists, TLV's Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents in the Workroom Environment with Intended Changes for 1983-84, Cincinnati, Ohio. (1983).

Todd 1970: Todd, D.K., The Water Encyclopedia, Maple Press, New York, New York. (1970).

Tommasso 1980: Tommasso, J.R., Goudie, G.A., Simco, B.A., Davis, K.B., "Effects of Environmental pH and Calcium on Ammonia Toxicity in Channel Catfish", Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 109, pp. 229-234. (1980).

TOX TIPS 1981: Toxicology Testing in Progress, Sponsored by Toxicology Information Subcommittee, DHEW Committee to Coordinate Environmental and Related Programs, Available from the National Library of Medicine and NTIS. (1981).

TPS 1978: GSR Fluid Handling, Thermoplastic Piping Systems, Sun Valley, California. (1978).

Ullmann 1974: Bartholome, E., Biekert, E.J., Hellmann, H. Ley, H. (ed.) Ullmanns Encyklopaedie der technischen Chemie, Verlag Chemie, Weinheim. (1974).

Verschueren 1977: Verschueren, K., Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Van Nostrand Reinhold Company, New York, New York. (1977).

Water Management Goals 1978: Ontario Ministry of the Environment, Water Management Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures for the Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. (November, 1978).

Wickens 1976: Wickens, J.F., "The Tolerance of Warmwater Prawns to Recirculated Water", Aquaculture, Vol. 9, pp. 19-37. (1976).

WQC 1963: McKee, J.E., Wolf, H.W., Water Quality Criteria, Second Edition, Resources Agency of California, State Water Quality Control Board. (1963).

WQC 1972: National Academy of Sciences, Water Quality Criteria 1972, A Report of the Committee on Water Quality Criteria, Environmental Studies Board, National Academy of Sciences, Washington, D.C., p.p. 186-188, 242, 450-461. (1972).

WQCEFF 1973: "Water Quality Criteria for European Freshwater Fish", Water Research, Vol. 7, pp. 1011-1022. (1973).

WQS 1979: McNeily, R.N., Neimans, V.P., Dwyer, L., Water Quality Sourcebook: A Guide to Water Quality Parameters, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Environment Canada, Ottawa, Canada. (1979).

Yopp 1974: Yopp, J.H., Schmid, W.E., Holst, R.W., Determination of Maximum Permissible Levels of Selected Chemicals that Exert Toxic Effects on Plants of Economic Importance in Illinois, NTIS, Springfield, Virginia, PB-327-654. (August, 1974).

12.2 Bibliographie

Alabaster, J.S., Shurben, D.G., Knowles, G., "The Effect of Dissolved Oxygen and Salinity on the Toxicity of Ammonia to Smolts of Salmon, Salmo Salar", J. Fish. Biology, Vol. 15, No. 6, pp. 705-712. (1979).

"Ambitious Plans for BC Gas", Canadian Chemical Processing, Vol. 66, No. 1, p. 14. (February, 1982).

American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), Documentation of Threshold Limit Values, Fourth Edition, Cincinnati, Ohio. (1980).

American Conference of Governmental Industrial Hygienists, TLV•s Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents in the Workroom Environment with Intended Changes for 1983-84, Cincinnati, Ohio. (1983).

American Petroleum Institute, The Sources, Chemistry, Fate and Effects of Ammonia in Aquatic Environments, Washington, D.C. (1981).

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1976 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th Edition, APHA, Washington, D.C. (1975).

American Society for Testing and Materials, Compilation of Odor and Taste Threshold Values Data, ASTM, Philadelphia, Pennsylvania, ASTM Data Series DS-48A. (1980).

American Society for Testing and Materials, Annual Book of ASTM Standards, Part 31: Water, ASTM, Philadelphia, Pennsylvania, D1426-79, D1192-70, D3370. (1979).

"Ammonia Plants More Efficient", Canadian Chemical Processing, Vol. 64, No. 7, p. 10. (15 October 1980).

Arillo, A., Margiocco, C., Melodia, F., et al., "Ammonia Toxicity Mechanism in Fish: Studies on Rainbow Trout (Salmo Gairdneri Rich.)", Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 5, pp. 316-328. (1981).

Armstrong, D.A., Chippendale, D., Knight, A.W., Colt, J.E., "Interaction of Ionized and Un-ionized Ammonia on Short-term Survival and Growth of Prawn Larvae, Macrobrachium Rosenbergii", Biol. Bull., Vol. 154, pp. 15-31. (1978).

Atlas Steel, Atlas Stainless Steels, Toronto, Ontario. Not dated.

Ball, I.R., "The Relative Susceptibilities of Some Species of Freshwater Fish to Poisons. I. Ammonia", Water Res., Vol. 1, pp. 767-775. (1967).

Bartholome, E., Biekert, E.J., Hellmann, H. Ley, H. (ed.), Ullmanns Encyklopaedie der technischen Chemie, Verlag Chemie, Weinheim. (1974).

Bauer W.H., Borton, D.N., et al., Agents, Methods and Devices for Amelioration of Discharge of Hazardous Chemicals on Water, Rensselaer Polytechnic Institute for the U.S. Coast Guard, Washington, D.C., CG-D-38-76. (August, 1975).

BDM Corporation, The AAR Hazardous Materials Data Base, Prepared for the Association of American Railroads, Parts I and II, McLean, Virginia. (May, 1981).

Braker, W., Mossman, A.L., Effects of Exposure to Toxic Gases - First Aid and Medical Treatment, Second Edition. (1977).

Braker, W., Mossman, A.L. (ed.), Matheson Gas Data Book, Matheson Company Inc., Lyndhurst, New Jersey. (1980).

Braley, G.K., "Several Remedies for the Treatment of Spillages of Liquid Hazardous Chemicals", Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills. (May, 1980).

Brenchley, D.L., Assessment of Research and Development Needs in Ammonia Safety and Environmental Control, Pacific Northwestern Laboratory, PNL-4006, UC-11. (1981).

Bretherick, L., Handbook of Reactive Chemical Hazards, Second Edition, Butterworths, London, England. (1979).

Brownell, C.L., "Water Quality Requirements for First Feeding in Marine Fish Larvae. 1. Ammonia, Nitrite, Nitrate", J. Exper. Mar. Biol. Ecol., Vol. 44, No. 2-3, pp. 269-284. (1980).

Buchan, Lawton, Parent Ltd., A Survey of Self-contained Breathing Apparatus and Totally-encapsulated Chemical Protection Suits, Unedited Version. Not dated.

Buckley, J.A., "Acute Toxicity of Un-ionized Ammonia to Fingerling Coho Salmon", Prog. Fish Cult., Vol. 40, pp. 30-32. (1978).

Canadian Chemical Producers' Association, Private Communication, Ottawa, Ontario. (1982).

Canadian Transport Commission, Regulations for the Transportation of Dangerous Commodities by Rail, published by Supply and Services Canada, Ottawa, Ontario. (1974).

Clayton, G.D., Clayton, F.E. (ed.), Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, Vols. 2A, 2B, Third Revised Edition, John Wiley and Sons Canada Limited, Toronto, Ontario. (1981).

Colt, J., Tchobanoglous, G., "Evaluation of the Short-term Toxicity of Nitrogeneous Compounds to Channel Catfish, Ictalurus Punctatus", Aquaculture, Vol. 8, pp. 209-224. (1976).

Colt, J., Tchobanoglous, G., "Chronic Exposure of Channel Catfish, Ictalurus Punctatus, to Ammonia: Effects on Growth and Survival", Aquaculture, Vol. 15, pp. 353-372. (1978).

Compressed Gas Association Inc., Anhydrous Ammonia, New York, New York. (1970).

Compressed Gas Association, Inc., Handbook of Compressed Gases, Second Edition, Van Nostrand Reinhold Company, New York, New York. (1981).

Corpus Information Services Ltd., "Ammonia", Chemical Product Profiles, Don Mills, Ontario. (1983).

Cotton, F.A., Wilkinson, G., Advanced Inorganic Chemistry, Interscience Publishers, New York, New York. (1972).

M.M. Dillon, Survey of Countermeasures Systems for Hazardous Material Spills, Environment Canada, Ottawa, Canada. (1982).

DOM-X, DOM-X Plastic Pipe Engineering Data, Toronto, Ontario. (1967).

Dow Chemical Canada Inc., "Ammonia, Anhydrous Technical", Emergency Response Information Sheet, Sarnia, Ontario. (April, 1981).

Dow Chemical Company, Dow Chemical Resistance Guide for Dow Plastic Lined Piping Products, Midland, Michigan. (1972).

Dow Chemical Company, Dow Plastic Lined Piping Systems, Midland, Michigan. (1972).

Drake, E., et al., A Feasibility Study of Response Techniques for Discharges of Hazardous Chemicals that Disperse Through the Water Column, U.S. Coast Guard, Washington, D.C., CG-D-16-77. (July, 1976).

Dreisbach, R.H., Handbook of Poisoning: Prevention, Diagnosis, and Treatment, Tenth Edition, Lange Medical Publications, Los Altos, California. (1980).

Environmental Protection Agency, Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratories, Cincinnati, Ohio. (1979).

Environmental Protection Agency, Treatability Manual, Volume V, Summary, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C., EPA 600/8-80-042E. (July, 1980).

Environmental Protection Agency, Supplement to Development Document: Hazardous Substances Regulations, Section 311 Federal Water Pollution Control Act, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water and Standards, Washington, D.C., EPA 440/9-75-009. (November, 1975).

Environmental Science and Technology. (1978).

Epifanio L.E., Srna, R.F., "Toxicity of Ammonia Nitrate Ion and Orthophosphate to Mercenaria Mercenaria and Crassostrea Virginica", Mar. Biol., Vol. 33, pp. 241-246. (1975).

Evans, J.W., The Construction and Use of a Continuous-flow Bioassay Apparatus to Determine a Preliminary Un-Ionized Ammonia 96-hour LC_{50} for the Crayfish (Orconectes Nais), Master's thesis, Kansas State University. (1979).

Erco Industries Limited, Hazards of Chemicals Manual, Islington, Ontario. (March, 1981).

General American Transportation Corporation, Tank Car Manual, Chicago, Illinois. (May, 1979).

General Electric Company, Material Safety Data Sheets, Material Safety Information Services, Schenectady, New York. (November, 1979).

GF Plastic Systems Inc., GF Plastic Systems, Santa Ana, California. Not dated.

Gilreath, E.S., Qualitative Analysis using Semimicro Methods, McGraw-Hill Book Company, New York, New York, p. 221. (1954).

Gosselin, R.E., Hodge, H.C., Smith, R.P., Gleason, M.N., Clinical Toxicology of Commercial Products, 4th Edition, The Williams & Wilkins Co. (1976).

Grayson, M., Eckroth, D. (ed.), Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Third Edition, John Wiley & Sons Inc., New York, New York. (1978).

Grayson, M., Eckroth, D. (ed.), Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Third Edition, Vol. 2, John Wiley & Sons Inc., New York, New York. (1980).

GSR Fluid Handling, Thermoplastic Piping Systems, Sun Valley, California. (1978).

Gupta, K., Development of a Mobile Treatment System for Handling Spilled Hazardous Materials, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 600/2-76-109. (July, 1976).

Hatayama, H.K., Chen, J.J., deVera, E.R., Stephens, R.D., Storm, D.L., A Method for Determining the Compatibility of Hazardous Wastes, U.S. Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio. (April, 1980).

Hazel, C.R., Thomsen, W., Meith, S.J., "Sensitivity of Striped Bass and Stickleback to Ammonia in Relation to Temperature and Salinity", Calif. Fish Game, Vol. 57, pp. 138-153. (1971).

Hazel, R.H., Burkhead, C.E., Huggins, D.G., The Development of Water Quality Criteria for Ammonia and Total Residual Chlorine for the Protection of Aquatic Life in Two Johnson County, Kansas, Streams, U.S. Department of the Interior, Office of Water Research and Technology, Washington, D.C. (1979).

Heller, H., Aqueous Ammonia Liquid/Vapour Composition Nomograph, Chemical Engineering, McGraw-Hill Book Company, New York, New York, pp. 131-132. (December, 1978).

Herbert, D.W.M., Shurben, D.S., "The Toxicity to Fish of Mixtures of Poisons. I. Salts of Ammonia and Zinc", Ann. Appl. Biol., Vol. 53, pp. 33-41. (1964).

Herbert, D.W.M., Shurben, D.S., "The Susceptibility of Salmonid Fish to Poisons Under Estuarine Conditions. II. Ammonia Chloride", Int. J. Air Water Pollut., Vol. 9, pp. 89-91. (1965).

Hesse, P.R., A Textbook of Soil Chemical Analysis, Chemical Publishing Co. Inc., New York, New York, p. 168. (1972).

Huibregtse, K.R., et al., Manual for the Control of Hazardous Material Spills - Volume One - Spill Assessment and Water Treatment Techniques, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 660/2-77-227. (November, 1977).

Hydraulic Institute, Hydraulic Institute Standards, 12th Edition, New York, New York. (1969).

International Labour Organization, Occupational Exposure Limits for Airborne Toxic Substances, Second (Revised) Edition, Geneva, Switzerland. (1980).

International Technical Information Institute, Toxic and Hazardous Industrial Chemicals Safety Manual for Handling and Disposal with Toxicity and Hazard Data, Japan. (1981).

Jenkins Brothers, Jenkins Corrosion Resistant Stainless Steel Valves, New York, New York. (1979).

Jolly, W.L., The Inorganic Chemistry of Nitrogen, W.A. Benjamin, Inc., New York, New York. (1964).

Jude, D.J., Sublethal Effects of Ammonia and Cadmium on Growth of Green Sunfish, Ph.D. dissertation, Michigan State University. (1973).

Kane, L.E., Barrow, C.S., Alarie, Y., "A Short-term Test to Predict Acceptable Levels of Exposure to Airborne Sensory Irritants", American Industrial Hygiene Association Journal, Vol. 40, No. 3, p. 207. (1979).

Katz, M., Methods of Air Sampling and Analysis, Second Edition, American Public Health Association, Washington, D.C., Method 402. (1977).

Kormondy, E.J., Concepts of Ecology, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. (1969).

Lefèvre, M.J., Becker, E.O., First Aid Manual for Chemical Accidents - For Use with Nonpharmaceutical Chemicals, Dowden, Hutchinson, and Ross Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. (1980).

Leonardos, G., Kendall, D., Bernard, N., "Odor Threshold Determinations of Odorant Chemicals", Journal of Air Pollution Control Association, Vol. 19, No. 2, p. 91. (1969).

Lewis, R.J., Tatken, R.L., Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, 1979, Vols. 1 and 2, National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), Cincinnati, Ohio. (September, 1980).

Manufacturing Chemists Association, Aqua Ammonia, Washington, D.C. (1947).

Manufacturing Chemists Association, Anhydrous Ammonia, Washington, D.C. (1960).

Matheson Company Inc., Matheson Gas Data Book, East Rutherford, New Jersey. (1966).

McKee, J.E., Wolf, H.W., Water Quality Criteria, Second Edition, Resources Agency of California, State Water Quality Control Board. (1963).

McNeily, R.N., Neimans, V.P., Dwyer, L., Water Quality Sourcebook: A Guide to Water Quality Parameters, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Environment Canada, Ottawa, Canada. (1979).

"More Ammonia PE for CIL", Canadian Chemical Processing, Vol. 66, No. 2, p. 14. (March, 1982).

National Academy of Sciences, Water Quality Criteria 1972, A Report of the Committee on Water Quality Criteria, Environmental Studies Board, National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp. 186-188, 242, 450-461. (1972).

National Association of Corrosion Engineers, Corrosion Data Survey, Houston, Texas. (1967).

National Fire Protection Association, Fire Protection Guide on Hazardous Materials, Seventh Edition, Boston, Massachusetts. (1978).

National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, U.S. Department of Health and Human Services, Microfiche. (October, 1981).

National Institute for Occupational Safety and Health, Manual of Analytical Methods, Second Edition, Vol. 1, Cincinnati, Ohio. (April, 1977).

National Institute for Occupational Safety and Health, Criteria for a Recommended Standard - Occupational Exposure to Ammonia, U.S. Department of Health, Education and Welfare, Cincinnati, Ohio, NIOSH 74-136. (1974).

National Research Council (United States), Ammonia, Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, Division of Medical Sciences, Assembly of Life Sciences, University Park Press, Baltimore, Maryland. (1979).

National Safety Council, Anhydrous Ammonia, Data Sheet No. 1-251-79, Chicago, Illinois. (1979).

National Safety Council, Data Sheet for Anhydrous Ammonia, National Safety Council, Chicago, Illinois, 1-251-79. (Revised 1979).

Oceanology International. (October, 1970).

Oil and Hazardous Materials Technical Assistance Data System, U.S. Environmental Protection Agency, Oil and Special Materials Control Division, Office of Water Program Operations, Washington, D.C., Microfiche. (1977).

Oil and Hazardous Materials Technical Assistance Data System, U.S. Environmental Protection Agency, Oil and Special Materials Control Division, Office of Water Program Operations, Washington, D.C. (1981).

Oil and Hazardous Materials - Emergency Procedures in the Water Environment, U.S. Department of Interior, Edison, New Jersey. (October, 1968).

Ontario Ministry of the Environment, Water Management Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures for the Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. (November, 1978).

Ontario Ministry of the Environment, "The Environmental Protection Act, Statutes of Ontario 1971", Chapter 86, as amended; and Regulation 15 (General) as amended. (1971).

Ontario Ministry of the Environment, Personal Communication, Sarnia, Ontario. (19 January 1982).

Orion Research Technical Literature, Method 502, Cambridge, Massachusetts. Not dated.

Perry, R.H., Chilton, C.H. (ed.), Chemical Engineer's Handbook, Fifth Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, New York. (1973).

Peterson, S.E., Schutsky, R.M., Rosage, T.F., Supplementary Material on Toxicity of Ammonia to Selected Fishes of the Conestoga River, Lancaster County, Ichthyological Associates, Inc., Unpublished. (1977).

Pierce, W.C., Sawyer, D.T., Haenisch, E.L., Quantitative Analysis, 4th Edition, John Wiley & Sons, New York. (1958).

Pilie, R.J., et al., Methods to Treat, Control and Monitor Spilled Hazardous Materials, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 670/2-75-042. (June, 1975).

Proctor, N.H., Hughes, J.P., Chemical Hazards of the Workplace, J.B. Lippincott Company, Toronto, Ontario. (1978).

Raj, P.P.K., Lakekar, A.S., Assessment Models in Support of Hazard Assessment Handbook, Prepared for the Department of Transportation, U.S. Coast Guard, Washington, D.C., p. 238. (January, 1974).

Raj, P.P.K., Reid, R.C., "Fate of Liquid Ammonia Spilled onto Water", Environmental Science and Technology, Vol. 12, No. 13, pp. 1422-1425, American Chemical Society, Washington, D.C. (December, 1978).

Reddy, N.A., Menon, N.R., "Effects of Ammonia and Ammonium on Tolerance and Byssogenesis in Perna Viridis", Marine Ecology - Progress Series, Vol. 1, No. 4, pp. 315-322. (1979).

Rehau, Mechan-O-Joint Water Pressure Pipe and Fittings, Montreal, Quebec. (1978).

Resplandy, A., "Etude expérimentale des propriétés de l'ammonia conditionnant les mesures à prendre pour la sécurité du voisinage des stockages industriels Chemi et Industrie", Genie Chimique, Vol. 102, pp. 691-702. (1969).

Robinette, H.R., "Effect of Selected Sublethal Levels of Ammonia on the Growth of Channel Catfish (Ictalurus Punctatus)", Prog. Fish. Cult., Vol. 38, pp. 26-29. (1976).

Robbins, T.W., Peterson, S.E., Schutsky, R.M., Rosage, T.F., Toxicity of Ammonia to Selected Fishes of the Conestoga River, Lancaster County, Ichthyological Associates, Inc., Unpublished. (1977).

Robinson-Wilson, E.F., Seim, W.K., "The Lethal and Sublethal Effects of a Zirconium Process Effluent on Juvenile Salmonids", Water Resour. Bull., Vol. 11, No. 5, pp. 975-986. (1975).

Rosage, T.F., Schutsky, R.M., Rapp, K.M., "Toxicity of Un-Ionized Ammonia to the Spotfin Shiner (Notropis Spilopterus)", Proc. Pa. Acad. Sci., Vol. 53, pp. 39-42. (1979).

Roseboom, D.P., Richey, D.L., Acute Toxicity of Residual Chlorine and Ammonia to Some Native Illinois Fishes, Illinois State Water Survey, Illinois, ISWS/R1-85/77. (1977).

Rosenstock, H.M., Draxl, K., Steiner, B., Herron, J.T., Energetics of Gaseous Ions, National Bureau of Standards, Washington, D.C. (1977).

Rubin, A.J., Elmaraghy, G.A., "Studies on the Toxicity of Ammonia, Nitrate and their Mixtures to Guppy Fry", Water Res., Vol. 11, pp. 927-935. (1977).

Sax, N.I., Dangerous Properties of Industrial Materials, Fifth Edition, Van Nostrand Reinhold Company, New York, New York. (1979).

Scarterfield, J., Ministry Investigation of Tanker Truck Accident Involving the Escape of Anhydrous Ammonia Vapour, June 15, 1981, Ministry of the Environment, Industrial Abatement Section, Sarnia, Ontario. (1981).

Scott's Industrial Directory of Ontario Manufacturers, 12th Edition, Penstock Directories Limited, Oakville, Ontario. (1979).

Shreve, R.N., Brink, J.A., Chemical Process Industries, Fourth Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, New York. (1977).

Sisler, H.H., Chemistry in Non-aqueous Solvents, Reinbold Publishing Corp., New York, New York. (1961).

Smart, G., "Investigations of the Toxic Mechanism of Ammonia to Fish: Gas Exchange in Rainbow Trout (Salmo Gairdneri) Exposed to Acutely Lethal Concentrations", Journal of Fish Biology, Vol. 12, pp. 93-104. (1978).

Southam Business Publications Ltd., "1981 Chemical Buyers' Guide", Canadian Chemical Processing, Vol. 64, No. 9, Don Mills, Ontario. (December, 1980).

Spehar, R.L., Lemke, A.E., et al., "Effects of Pollution on Freshwater Fish", Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 53, No. 6, pp. 1028-1076. (June, 1981).

Stevenson, T.J., The Effect of Ammonia, pH and Salinity on the White Perch Morone Americana, Ph.D. dissertation, University of Rhode Island. (1977).

Stull, D.R., Prophet, H., JANAF Thermochemical Tables, Second Edition, U.S. National Bureau of Standards, Office of Standard Reference Data, Washington, D.C. (June, 1971).

Sullivan, R.J., Air Pollution Aspects of Odorous Compounds, U.S. Department of Commerce, PB 188089. (1969).

Thurston, R.V., Russo, R.C., "Ammonia Toxicity to Fishes. Effect of pH on the Toxicity of the Un-ionized Ammonia Species", Environmental Science and Technology, Vol. 15, No. 7, pp. 838-840. (July, 1981).

Thurston, R.V., Russo, R.C., Smith, C.E., "Acute Toxicity of Ammonia and Nitrate to Cutthroat Trout Fry", Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 107, No. 2, pp. 361-368. (1978).

Todd, D.K., The Water Encyclopedia, Maple Press, New York, New York. (1970).

Tommasso, J.R., Goudie, G.A., Sumco, B.A., Davis, K.B., "Effects of Environmental pH and Calcium on Ammonia Toxicity in Channel Catfish", Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 109, pp. 229-234. (1980).

Toxicology Testing in Progress, Sponsored by Toxicology Information Subcommittee, DHEW Committee to Coordinate Environmental and Related Programs, Available from the National Library of Medicine and NTIS. (1981).

Transport Canada, Transportation of Dangerous Goods Code, Vol. 1 (Lists), Vol. 2, Ottawa, Ontario. (June, 1980).

Union Carbide Canada Limited, Linde Specialty Gases, Oakville, Ontario. (1981).

Uniroyal, Guide to Polymer Properties, Uniroyal Inc., Mishawaka, Indiana. Not dated.

U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Air Pollution Abatement Manual, Cincinnati, Ohio. (1967).

U.S. Department of Health, Education and Welfare, Pocket Guide to Chemical Hazards, U.S. Department of Health, Education and Welfare, and U.S. Department of Labor, Washington, D.C. (1978).

U.S. Department of Health and Human Services, National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration (OSHA), Occupational Health Guidelines for Chemical Hazards, NIOSH Publication No. 81-123. (1981).

U.S. Department of Transportation, Emergency Action Guide for Selected Hazardous Materials, Research and Special Programs Administration, Materials Transportation Bureau, Washington, D.C. (1978).

U.S. Department of Transportation, Hazardous Materials, 1980 Emergency Response Guidebook, Research and Special Programs Administration, Materials Transportation Bureau, Washington, D.C. (1980).

U.S. Department of Transportation, Coast Guard, CHRIS Hazard Assessment Handbook, Washington, D.C., CG-446-3. (April, 1974).

U.S. Department of Transportation, Coast Guard, Chemical Hazards Response Information System (CHRIS), Washington, D.C. (1978).

Verschueren, K., Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Van Nostrand Reinhold Company, New York, New York. (1977).

Vrolyk, J.J., et al., Prototype System for Plugging Leaks in Ruptured Containers, U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA 600/2-76-300. (December, 1976).

"Water Quality Criteria for European Freshwater Fish", Water Research, Vol. 7, pp. 1011-1022. (1973).

Weast, R.C. (ed.), CRC Handbook of Chemistry and Physics, 60th Edition, Chemical Rubber Publishing Company, Cleveland, Ohio. (1982).

Wickens, J.F., "The Tolerance of Warmwater Prawns to Recirculated Water", Aquaculture, Vol. 9, pp. 19-37. (1976).

Yaws, C.L., "Physical and Thermodynamic Properties", Chemical Engineering, Vol. 81, No. 25, p. 91. (25 November 1974).

Yopp, J.H., Schmid, W.E., Holst, R.W., Determination of Maximum Permissible Levels of Selected Chemicals that Exert Toxic Effects on Plants of Economic Importance in Illinois, NTIS, Springfield, Virginia, PB-327-654. (August, 1974).